

**UNIVERSIDAD POLITÉCNICA SALESIANA
SEDE CUENCA**

CARRERA DE INGENIERÍA AMBIENTAL

*Trabajo de titulación previo a
la obtención del título de
Ingeniero Ambiental*

TRABAJO EXPERIMENTAL:

**“ELEMENTOS RADIATIVOS DE ORIGEN NATURAL (NORM) EN EL
CEMENTO Y LOS RIESGOS DE RADIACIÓN ASOCIADOS COMO MATERIAL
DE CONSTRUCCIÓN EN LA CIUDAD DE CUENCA, ECUADOR”**

AUTOR:

JOSÉ BOLÍVAR HERNÁNDEZ SÁNCHEZ

TUTOR:

TONY JESÚS VILORIA ÁVILA, PhD

CUENCA - ECUADOR

2021

CESIÓN DE DERECHOS DE AUTOR

Yo, José Bolívar Hernández Sánchez con documento de identificación N° 1150410791, manifiesto mi voluntad y cedo a la Universidad Politécnica Salesiana la titularidad sobre los derechos patrimoniales en virtud de que soy autor del trabajo de titulación: **“ELEMENTOS RADIATIVOS DE ORIGEN NATURAL (NORM) EN EL CEMENTO Y LOS RIESGOS DE RADIACIÓN ASOCIADOS COMO MATERIAL DE CONSTRUCCIÓN EN LA CIUDAD DE CUENCA, ECUADOR”**, mismo que ha sido desarrollado para optar por el título de: *Ingeniero Ambiental* en la Universidad Politécnica Salesiana, quedando la Universidad facultada para ejercer plenamente los derechos cedidos anteriormente.

En aplicación a lo determinado en la Ley de Propiedad Intelectual, en mi condición de autor me reservo los derechos morales de la obra antes citada. En concordancia, suscribo este documento en el momento que hago entrega del trabajo final en formato digital a la biblioteca de la Universidad Politécnica Salesiana.

Cuenca, enero del 2021



José Bolívar Hernández Sánchez

C.I. 1150410791

CERTIFICACIÓN

Yo, declaro que bajo mi tutoría fue desarrollado el trabajo de titulación: **“ELEMENTOS RADIATIVOS DE ORIGEN NATURAL (NORM) EN EL CEMENTO Y LOS RIESGOS DE RADIACIÓN ASOCIADOS COMO MATERIAL DE CONSTRUCCIÓN EN LA CIUDAD DE CUENCA, ECUADOR”**, realizado por José Bolívar Hernández Sánchez, obteniendo el *Trabajo Experimental*, que cumple con todos los requisitos estipulados por la Universidad Politécnica Salesiana.

Cuenca, enero del 2021



Tony Jesús Viloría Ávila
C.I. 0151688264

DECLARATORIA DE RESPONSABILIDAD

Yo, José Bolívar Hernández Sánchez con documento de identificación N° 1150410791, autor del trabajo de titulación: **“ELEMENTOS RADIATIVOS DE ORIGEN NATURAL (NORM) EN EL CEMENTO Y LOS RIESGOS DE RADIACIÓN ASOCIADOS COMO MATERIAL DE CONSTRUCCIÓN EN LA CIUDAD DE CUENCA, ECUADOR”**, declaro que el total contenido del *Trabajo Experimental*, es de mi exclusiva responsabilidad y autoría.

Cuenca, enero del 2021



José Bolívar Hernández Sánchez

C.I. 1150410791

Agradecimiento

Estoy eternamente agradecido con Dios por ser el principal motor de mi vida, y por acompañarme siempre en la realización de mis planes. A mis padres, Ruperto e Indalecia, por incentivarlos los buenos valores, quienes son mis principales formadores de cada día, enseñándome a valorar el esfuerzo y la dedicación para conseguir las metas propuestas. Como no agradecer a mis hermanos que estuvieron y están siempre apoyándome en mis propósitos de vida, a mis tíos, Marcos y Daniela, que me han brindado su apoyo incondicional durante mi etapa de estudios.

Agradezco a todos los docentes de la carrera de Ingeniería Ambiental que han impregnado en mí sus conocimientos, especialmente al Dr. Tony Vilorio, con quien he trabajado académicamente durante toda mi etapa estudiantil, y que además aportó con sus sólidos conocimientos en la realización de este trabajo de titulación. Al Ing. Marlon Loayza, responsable del Laboratorio de Radiactividad y Toxicología Ambiental, por su esmerado aporte en todo el desarrollo de este trabajo.

Resumen

El nivel de radiactividad natural en los materiales de construcción es una de las principales causas de exposición externa a los rayos gamma. Los resultados del presente estudio se obtuvieron a partir del análisis de muestras respecto a tres marcas de cemento hidráulico tipo GU, recolectados en la ciudad de Cuenca – Ecuador. Los cálculos y análisis se llevaron a cabo para una exposición en una habitación modelo con dimensiones 4 m x 5 m x 2.8 m, construida con el tipo de cemento analizado en este trabajo. Los datos de actividad y actividad específica para ^{226}Ra , ^{232}Th y ^{40}K , se determinaron haciendo uso de un espectrómetro de rayos gamma, utilizando un detector de NaI (TI), cuyas muestras se sometieron a un análisis espectral con un tiempo de recuento de 84600 segundos. Los valores de actividad específica estuvieron en el rango de 77.22 ± 0.03 a 114.69 ± 0.03 Bq/kg para ^{226}Ra , 8.53 ± 0.12 a 20.47 ± 0.06 Bq/kg para ^{232}Th , y 256.25 ± 0.03 a 710.11 ± 0.02 Bq/kg para ^{40}K . Los parámetros radiológicos tales como actividad equivalente de radio (Ra_{eq}), la tasa de dosis gamma absorbida (ADR), la tasa de dosis efectiva anual (EDR), índice gamma (I_γ), y el exceso de riesgo de cáncer de por vida (ELCR) se estimaron para evaluar el riesgo radiológico al cual están expuestas las personas en las condiciones antes mencionadas. A partir de los valores obtenidos se demostró que las muestras de cemento superan los límites máximos permisibles de las magnitudes estudiadas con excepción del radio equivalente.

Palabras clave: Radiactividad natural, Radiación ionizante, Espectrometría Gamma, NORM, Decaimiento radiactivo.

Abstract

The level of natural radioactivity in building materials is one of the main causes of external exposure to gamma rays. The results of the present study were obtained from the analysis of samples of three brands of hydraulic cement type GU, collected in the city of Cuenca – Ecuador. The calculations and analyzes were carried out for an exposition in a model room with dimensions 4 m x 5 m x 2.8 m, built with the type of cement analyzed in this work. The activity data and specific activity for ^{226}Ra , ^{232}Th and ^{40}K , were determined using a gamma ray spectrometer, with a NaI (TI) detector, whose samples were subjected to a spectral analysis with a counting time of 84600 seconds. The specific activity values were in the range of 77.22 ± 0.03 to 114.69 ± 0.03 Bq/kg for ^{226}Ra , 8.53 ± 0.12 to 20.47 ± 0.06 Bq/kg for ^{232}Th , and 256.25 ± 0.03 to 710.11 ± 0.02 Bq/kg for ^{40}K . Radiological parameters such as radio equivalent activity (Ra_{eq}), absorbed gamma dose rate (ADR), annual effective dose rate (EDR), gamma index (I_γ), and excess lifetime cancer risk (ELCR) were estimated to evaluate the radiological risk to which people are exposed under the conditions mentioned above. From the values obtained, it was shown that the cement samples analyzed, exceed the maximum permissible limits of the studied magnitudes with the exception of the equivalent radium.

Keywords: Natural radioactivity, Ionizing radiation, Gamma spectrometry, NORM, Radioactive decay

ÍNDICE

CAPÍTULO I.....	1
1. Introducción	1
1.1 Problemática.....	1
1.2. Justificación.....	3
1.3 Antecedentes	4
1.4 Delimitación.....	7
1.4.1 Delimitación geográfica	7
1.4.2 Delimitación sectorial	7
1.5. Objetivos	7
1.5.1 Objetivo general	7
1.5.2 Objetivos específicos	8
CAPÍTULO II	8
2. MARCO TEÓRICO	8
2.1 Elementos de estructura nuclear.....	8
2.2 Radiaciones ionizantes	9
2.2.1 Impacto a la salud.....	11
2.3 Radiactividad Natural.....	16
2.4 Radiactividad Artificial.....	18
2.4.1 Fisión.....	19

2.5 Exposición a la radiación natural	20
2.5.1 Exposición externa	20
2.5.2 Exposición interna.....	21
2.6 Decaimiento radioactivo	23
2.6.1 Ley de decaimiento radioactivo	24
2.6.2 Radiación alfa.....	26
2.6.3 Radiación beta	27
2.6.4 Radiación gamma	28
2.6.5 Actividad	29
2.6.6 Actividad específica	30
2.6.7 Vida media	30
2.7 Efectos estocásticos y determinísticos	32
2.8 Series de decaimiento radioactivo.....	33
2.9 Principales elementos radiactivos	35
2.9.1 Uranio.....	35
2.9.2 Radio	36
2.9.3 Torio	38
2.9.4 Potasio	40
2.10 Elementos NORM en materiales de construcción	42
2.10.1 NORM y TENORM.....	43
2.11 Uso de cemento en la construcción	44
2.11.1 Tipos de cemento	44

2.11.2 Consumo de cemento en Ecuador	45
2.12 Fabricación de cemento.....	48
2.12.1 Composición química del cemento	50
2.13 Legislación respecto a NORM	51
2.14 La espectroscopia de rayos gamma.....	57
2.14.1 Detector NaI (Tl).....	57
2.14.2 Interacciones de rayos gamma con la materia.....	60
2.14.3 Efecto fotoeléctrico	61
2.14.4 Efecto Compton	61
2.14.5 Creación de pares	62
2.15 Magnitudes dosimétricas.....	63
2.15.1 Dosis absorbida	63
2.15.2 Dosis equivalente	64
2.15.3 Dosis efectiva	64
3. MARCO METODOLÓGICO	66
3.1 Toma de muestras	66
3.2 Materiales y equipos	67
3.3 Tratamiento de la muestra	67
3.4 Número de mediciones.....	68
3.5 Análisis de laboratorio	70
3.5.1 Equipo de medición.....	70

3.5.2 Especificaciones del espectrómetro	72
3.5.3 Condiciones de funcionamiento del espectrómetro	73
3.5.4 Componentes del espectrómetro	73
3.5.5 Análisis radiométrico	75
3.5.6 Calibración por energía	76
3.5.7 Calibración por eficiencia	77
3.5.8 Parámetros de medición	77
3.6 Estimación del riesgo radiológico	80
3.6.1 Índice gamma	80
3.6.2 Tasa de dosis gamma absorbida (ADR)	81
3.6.3 Tasa de dosis efectiva anual (ED_R)	83
3.6.4 Exceso de riesgo de cáncer de por vida	84
3.6.5 Radio equivalente	84
CAPÍTULO III	85
4. Resultados y discusión	85
4.1 Resultados	85
4.1.1 Análisis de pruebas preliminares	86
4.1.2 Actividad y actividad específica	88
4.1.3 Riesgo radiológico	91
4.2 Discusión	99
5. Conclusiones y Recomendaciones	102
5.1 Conclusiones	102

5.2 Recomendaciones.....	104
6. Referencias bibliográficas.....	106
7. Anexos.....	125

Índice de figuras

Figura 1: Inestabilidad nuclear.....	9
Figura 2: Espectro electromagnético.....	10
Figura 3: Ionización y excitación:.....	11
Figura 4: Daño celular provocado por la radiación ionizante.....	12
Figura 5: Efectos sobre la salud de la radiación ionizante a dosis alta y tasa de dosis alta	14
Figura 6: Efectos en la salud de la radiación ionizante a dosis bajas y tasas de dosis bajas....	15
Figura 7: La radiación ionizante	15
Figura 8: Coeficiente de dosis (Sv/Bq) en función del radionucleido	18
Figura 9: Productos de fisión del ^{235}U : ^{141}Ba y ^{92}Kr	20
Figura 10: Exposición externa e interna a la radiación natural.....	23
Figura 11: Un átomo radiactivo posee un núcleo inestable	24
Figura 12: Decaimiento alfa.....	27
Figura 13: Decaimiento Beta	28
Figura 14: Decaimiento Gamma	29

Figura 15: Ley de desintegración exponencial radiactiva.....	31
Figura 16: Efectos determinísticos y estocásticos.....	32
Figura 17: Serie de desintegración radiactiva natural del ^{238}U	33
Figura 18: Serie de desintegración radiactiva natural del ^{235}U	34
Figura 19: Serie de desintegración radiactiva natural del ^{232}Th	34
Figura 20: El proceso de fabricación del cemento	50
Figura 21: Estructura del detector de NaI (TI) y varios tipos de interacciones de rayos gamma que se producen.....	58
Figura 22: Diagrama del sistema de espectroscopia de rayos gamma con detector de NaI (TI)	59
Figura 23: Representación esquemática del efecto fotoeléctrico	61
Figura 24: Representación esquemática del efecto compton	62
Figura 25: Representación esquemática del efecto creación de pares	63
Figura 26: Muestras de cemento hidráulico tipo GU en el Marinelli de 1L	68
Figura 27: Espectrómetro TRIO ensamblado	71
Figura 28: Analizador multicanal BINOM	73
Figura 29: Detector GCD – 30185	74
Figura 30: Blindaje de plomo.....	74
Figura 31: Software GammaPRO	75
Figura 32: Computadora	75

Figura 33: Fuentes de ^{137}Cs y ^{40}K	77
Figura 34: Espectro resultado de una medición	79
Figura 35: Pico independiente de un espectro.....	80
Figura 36: Espectro resultante de la medición	87

Índice de gráficos

Gráfico 1: Consumo de cemento en Ecuador en el periodo 2000 al 2015	46
Gráfico 2: Comercialización anual de cemento gris por regiones en Ecuador, periodo 2006 al 2012.....	47
Gráfico 3: Comercialización anual de cemento gris en la región sierra del Ecuador, periodo 2006 al 2012.....	47
Gráfico 4: Actividad específica para C_1 , C_2 y C_3	90
Gráfico 5: Radio equivalente para C_1 , C_2 y C_3	92
Gráfico 6: Índice gamma para C_1 , C_2 y C_3	93
Gráfico 7: Tasa de dosis absorbida para C_1 , C_2 y C_3	94
Gráfico 8: Tasa de dosis efectiva para C_1 , C_2 y C_3	95
Gráfico 9: Exceso de riesgo de cáncer de por vida para C_1 , C_2 y C_3	96
Gráfico 10: Actividad específica de ^{226}Ra para C_1 , C_2 y C_3	97
Gráfico 11: Actividad específica de ^{232}Th para C_1 , C_2 y C_3	98
Gráfico 12: Actividad específica de ^{40}K para C_1 , C_2 y C_3	99

Índice de tablas

Tabla 1: Propiedades de los principales isótopos radiactivos	41
Tabla 2: Factores de ponderación de la radiación	65
Tabla 3: Factores de ponderación del tejido	65
Tabla 4: Límites de dosis recomendadas	66
Tabla 5: Etiquetas de las muestras de estudio	67
Tabla 6: Número total de medidas de acuerdo con el porcentaje de dispersión	70
Tabla 7: Especificaciones del espectrómetro TRIO	72
Tabla 8: Condiciones de funcionamiento del espectrómetro	73
Tabla 9: Parámetros de medición definidos para el análisis	77
Tabla 10: Valores del índice gamma sugeridos por la Comisión Europea	81
Tabla 11: Dosis de radiación gamma promedio ponderado de la población mundial	82
Tabla 12: Elementos radiactivos encontrados en las muestras de cemento: C ₁ , C ₂ y C ₃	86
Tabla 13: Análisis preliminar para la determinación del número mínimo de mediciones.....	88
Tabla 14: Actividad del ²²⁶ Ra, ²³² Th y ⁴⁰ K	89
Tabla 15: Actividad específica.....	89
Tabla 16: Indicadores del riesgo radiológico asociado al cemento.....	91
Tabla 17: Comparación de la actividad específica y radio equivalente (Bq/kg) en cemento en diferentes países.	102

CAPÍTULO I

1. Introducción

1.1 Problemática

El nivel natural de radiactividad en los materiales de construcción es una de las principales causas de exposición externa a los rayos gamma debido a la presencia de elementos radiactivos (radionucleidos), ya que representa una fuente significativa de exposición de radiación a la humanidad (Aswood et al., 2019). La radiación ionizante tiene suficiente energía para causar la ionización en la materia, incide en el cuerpo humano, generando daños estructurales del ADN, la aberración cromosómica, la mutación genética y la muerte celular (Raghu et al., 2020).

Existen tres series radiactivas conocidas, la de uranio, torio y actinio. La serie de uranio se origina con ^{238}U , la serie de torio con ^{232}Th y la serie de actinio con ^{235}U . También están presentes en el ambiente varios radionucleidos que se producen por separado, el más importante de ellos es el ^{40}K porque es un emisor de rayos gamma, y emisor de partículas beta, por lo tanto, contribuyen significativamente a la exposición de radiación gamma (Valković, 2019).

Según varios expertos (Gerti Xhixha et al., 2017) (Shala et al., 2017) (Trevisi et al., 2018) (Sezgin et al., 2019), el cemento es un material de construcción derivado de rocas y subproductos industriales, pues sus elementos vitales son el aluminio, el silicio, el hierro, el calcio y estos se encuentran en forma de piedra caliza, arcilla, cenizas volantes, mineral de hierro, entre otros; por lo tanto, puede contener cantidades variables de oligoelementos y entre ellos radionucleidos naturales de ^{238}U , ^{232}Th (y su progenie de desintegración) y ^{40}K .

Los seres humanos podemos estar expuestos a los efectos externos e internos de la radiación que emana de los materiales de construcción, la exposición externa es causada por la radiación gamma, mientras que la exposición interna se origina por la inhalación de productos de desintegración del gas radón (^{222}Rn y ^{220}Rn) (Turhan et al., 2011) (Del Claro et al., 2017) (Kuzmanović et al., 2020). Las altas concentraciones de actividad de ^{226}Ra en los materiales de construcción representan un riesgo para los humanos tanto por la radiación gamma como por la inhalación de radón según lo ratifica el Comité Científico de las Naciones Unidas para el Estudio de los Efectos de las Radiaciones Atómicas (UNSCEAR, 2017) y la Comisión Europea (European Commission, 1999).

La Revista Lideres (Revista Líderes, 2014), en su artículo “En Ecuador, el consumo de cemento crece a ritmo sostenido” declara que el “*Ecuador ocupa el tercer lugar en mayor consumo de cemento per cápita después de Panamá y Trinidad de Tobago*”, pues la demanda del consumo de cemento está centrada principalmente en la construcción de viviendas, el hormigón, los materiales prefabricados, entre otros, y es así que este producto es imprescindible para el mercado de la construcción lo cual posee una alta demanda. Es por ello importante el aporte científico para la evaluación del impacto radiológico respecto a la presencia de radionucleidos en los materiales de construcción, para de esta forma tener control sobre la producción de cementos en los cuales exista una concentración de radionucleidos relativamente alta y minimizar la exposición a la radiación que pueda generar este, ya que los seres humanos pasamos aproximadamente el 80% del tiempo en un perímetro cerrado, y el cemento es el principal componente de la construcción en general (Sezgin et al., 2019).

1.2. Justificación

Los radionucleidos naturales son omnipresentes y la radiactividad ambiental es responsable de aproximadamente el 85% de la dosis de radiación recibida por los humanos (Safarov et al., 2017). La mayoría de los materiales de construcción de origen natural contienen pequeñas cantidades de materiales radiactivos (NORM), y se estima que la dosis efectiva promedio mundial en interiores debido a los rayos gamma de los materiales de construcción es de aproximadamente 0.4 mSv por año (UNSCEAR, 2017). A medida que las personas pasan más del 80% de su tiempo en interiores, la exposición a la radiación interna y externa de los materiales de construcción crea situaciones de exposición prolongadas. La exposición a la radiación externa es causada por los radionucleidos emisores de rayos gamma, que en la serie de ^{238}U pertenecen principalmente al segmento de la cadena de descomposición que comienza con ^{226}Ra , la exposición a la radiación interna (inhalación) se debe a ^{222}Rn , y marginalmente a ^{220}Rn , y sus productos de descomposición de corta duración, exhalados de los materiales de construcción al aire de la habitación (N. Sharma et al., 2016).

Según varios autores expertos en este tema (El-Taher et al., 2010) (Varshney et al., 2010) (Ravisankar et al., 2012) (Raghu et al., 2020), los trabajadores expuestos al cemento o sus materias primas durante mucho tiempo, especialmente en minas y en sitios de fabricación, así como a personas, que pasan alrededor del 80% de su tiempo dentro de oficinas y hogares, están expuestos a la radiactividad que generan este material y sus componentes. Existen muchos tipos de cementos según la composición química y las propiedades hidráulicas de cada uno, el cemento Portland es el más frecuente, además se conoce que el contenido de elementos radiactivos puede variar considerablemente dependiendo de su fuente geológica y características geoquímicas.

Por lo tanto, el conocimiento de la radiactividad en este material de construcción, es importante para estimar el riesgo radiológico en la salud humana, ya que la mayor parte de la dosis efectiva asociada a la radiactividad natural se debe al efecto de los radionucleidos primordiales y sus hijas, generando un alto impacto debido a la exposición a los rayos gamma, y a la irradiación de los tejidos pulmonares por la inhalación de radón y su progenie.

De acuerdo a los Requisitos de Seguridad Generales parte 3, propuestos por el Organismo Internacional de Energía Atómica (GSR, 2016), es menester el fundamento científico para evaluar los riesgos respecto a las radiaciones ionizantes y así establecer o adoptar normas de seguridad para proteger la salud de las personas y del ambiente, en la actualidad y en el futuro.

Los resultados de este trabajo permiten estimar el riesgo radiológico al cual se exponen las personas que laboran y habitan dentro de una construcción con cemento, siendo un material comúnmente utilizado en el sector de la construcción y donde las medidas de seguridad son escasas. Además, se contribuye al desarrollo de más investigación para explorar a detalle los efectos adversos que implica la presencia de la radioactividad natural para la sociedad. De igual manera los resultados de este trabajo asisten a generar alternativas de resiliencia del medio, por ende, bajo este precepto se insta a realizar políticas gubernamentales para minimizar el impacto de estos elementos radiactivos, contribuyendo al buen vivir de las personas.

1.3 Antecedentes

Los componentes esenciales de los cementos como la cal, la sílice y la alúmina se derivan de la corteza terrestre en la que los elementos radiactivos como el uranio, el torio, y potasio, también están presentes en cantidades variables en casi todas partes (Alonso et al., 2020). Los niveles de radiactividad de varios materiales de construcción, incluidos ladrillos, cemento, ladrillos de arcilla

roja, mármol y granito, se han medido en diferentes partes del mundo (Trevisi et al., 2018), considerando los límites máximos permisibles propuestos por organismos internacionales (European Commission, 1999) (European Commission, 2002) (UNSCEAR, 2008), considerando que los niveles específicos de radiación gamma en el cemento dependen del contenido de los elementos radiactivos en las materias primas utilizadas en la fabricación, y considerablemente del nivel de radiactividad en el suelo (Lu et al., 2013) (N. Sharma et al., 2016).

Dabayneh (Dabayneh, 2007), midió la radiactividad en algunos materiales de construcción fabricados y utilizados en Palestina, donde indica que se obtuvieron valores más altos para el cemento, grava, pegamento, cerámica, yeso en polvo y cal hidratada para la serie ^{238}U ; mármol, cemento y cal hidratada para la serie ^{232}Th ; y ladrillo de granito y arcilla para ^{40}K , en comparación con los valores promedio internacionales.

Así mismo Papaefthymiou & Gouseti (Papaefthymiou & Gouseti, 2008), analizó cinco tipos diferentes de materiales de construcción utilizados en Peloponeso, Grecia, entre ellos cementos puzolánicos y Portland, piedra caliza, cemento blanco, polvo de mármol y arena, y las materias primas del cemento Portland para determinar su contenido de radiactividad natural, obteniendo como resultados que las muestras de cemento puzolánico y Portland, contenían el promedio más alto de concentraciones de actividad de ^{226}Ra , ^{232}Th y ^{40}K en comparación con el resto de las otras muestras examinadas, por ende esto podría atribuirse a que contienen cenizas volantes, ya que en las mismas se encontró que contienen altas concentraciones de radionucleidos naturales, especialmente de ^{226}Ra .

De igual manera Shoeib & Thabayneh (Shoeib & Thabayneh, 2014), examinó muestras de materiales de construcción egipcios, donde demostró que los valores de actividad específica de los

materiales radiactivos de origen natural, ^{226}Ra , ^{232}Th y ^{40}K estaban dentro de los límites máximos permisibles a excepción del cemento y algunos productos que se derivan del cemento, donde los valores de actividad específicos de ^{226}Ra , ^{232}Th y ^{40}K fueron superiores a los límites permisibles.

Otro estudio realizado por Özdiş y otros autores (Özdiş et al., 2017), en muestras de cementos fabricados en Turquía, analizó cemento portland, cemento compuesto portland, cemento puzolánico, y cemento compuesto, cuyos resultados evidenciaron que los valores más altos de concentraciones de actividad y parámetros de riesgo radiológico se encontraron en el “cemento compuesto”, considerando que la escoria de alto horno y los aditivos de cenizas volantes al cemento pueden incrementar los niveles de actividad, especialmente el nivel de actividad del ^{226}Ra , por ende recomienda que se deben realizar controles sobre la escoria de alto horno y el aditivo de cenizas volantes al cemento, pues estos no deben exceder el 35%.

En Bangladesh, se determinó las concentraciones de radionucleidos primordiales (^{226}Ra , ^{232}Th y ^{40}K) en los materiales de construcción de uso común (ladrillo, cemento y arena), y las materias primas del cemento y los subproductos de las centrales eléctricas de carbón (cenizas volantes), cuyos resultados mostraron que los niveles medios de actividad de ^{226}Ra en muestras de cemento, ladrillo y arena se encuentran dentro del rango global típico, por el contrario, las concentraciones medias de actividad de ^{232}Th y ^{40}K en las mismas muestras de materiales de construcción fueron significativamente más altas que el rango común (Asaduzzaman et al., 2015).

De igual manera existen estudios que demuestran que el cemento contiene valores de radiactividad relativamente bajos respecto al límite permisible, demostrando que no generan ningún riesgo a la salud el hacer uso de este como material de construcción, así tenemos el trabajo realizado por El-Taher en materiales de construcción utilizados en Qassim, Arabia Saudita, donde

se muestra que todos los materiales de construcción entre ellos el cemento portland tienen un rango para el radio equivalente de 39,64 a 122,71 Bq/kg (El-Taher, 2012), considerando que estos valores son inferiores a los valores promedios mundial.

1.4 Delimitación

1.4.1 Delimitación geográfica

El presente estudio se ejecutó en el cantón Cuenca perteneciente a la provincia del Azuay, donde se recolectó las muestras de cemento, teniendo en cuenta las distintas marcas que se comercializan en la ciudad.

1.4.2 Delimitación sectorial

Los análisis respectivos se realizaron en el laboratorio de Radiactividad y Toxicología Ambiental de la Universidad Politécnica Salesiana sede Cuenca, en el periodo agosto 2019 – enero -2020, tiempo en el cual se realizaron actividades de calibración del espectrómetro gamma, tratamiento de muestras y medición.

1.5. Objetivos

1.5.1 Objetivo general

Evaluar el contenido de elementos radiactivos de origen natural (NORM) en el cemento y el riesgo radiológico asociado al uso de este como material de construcción en la ciudad de Cuenca, Ecuador.

1.5.2 Objetivos específicos

- Determinar los NORM en tres marcas de cemento usadas en la ciudad de Cuenca.
- Estimar el riesgo radiológico asociado al uso de cemento como material de construcción por cada marca.
- Comparar los indicadores de riesgo radiológico entre las marcas muestreadas.

CAPÍTULO II

2. MARCO TEÓRICO

2.1 Elementos de estructura nuclear

Los componentes del núcleo como los protones y neutrones son conocidos como nucleones y forman el centro de fuerzas y de masas del átomo. El número atómico de un átomo identifica el elemento particular, y cada tipo de átomo que contiene una combinación única de protones y neutrones se denomina nucleido. Cada nucleido se indica mediante el símbolo químico del elemento con el número atómico (A) escrito como subíndice y el número de masa (Z) escrito como superíndice (Abdullah, 2014), tal como se muestra seguidamente:



Cada uno de los elementos químicos tiene un número atómico único porque los átomos de diferentes elementos contienen un número diferente de protones. Debido a que cada elemento tiene

un nombre, símbolo químico y número atómico únicos, solo uno de los tres es necesario para identificar el elemento, por esta razón, los nucleidos también pueden identificarse por el nombre químico o el símbolo químico seguido del número de masa (por ejemplo, U-235, ^{235}U o uranio-235) (Abdullah, 2014).

Los núcleos atómicos de un elemento que contiene diferentes números de neutrones se denominan isótopos. Muchos elementos tienen dos o más isótopos naturales estables.

En general, se puede decir que un núcleo que se encuentra en un estado energéticamente inestable pierde energía, ya sea a través de la emisión de partículas o de radiación electromagnética (decaimiento) como se puede observar en la figura 1.

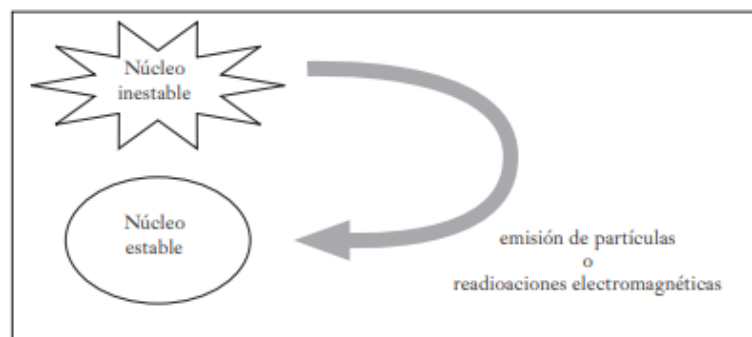


Figura 1: Inestabilidad nuclear

Fuente: (Calzada & Cerecetto, 2019)

2.2 Radiaciones ionizantes

Según el Departamento de Salud y Servicios Humanos de EE. UU (HHS, 2016), la radiación ionizante es una radiación electromagnética que tiene suficiente energía para eliminar electrones

de los átomos (ver figura 2). La ionización da como resultado la producción de electrones libres cargados negativamente y átomos ionizados cargados positivamente. La radiación ionizante se puede clasificar en dos categorías: fotones (radiación X y radiación gamma) y partículas (partículas alfa y beta y neutrones).

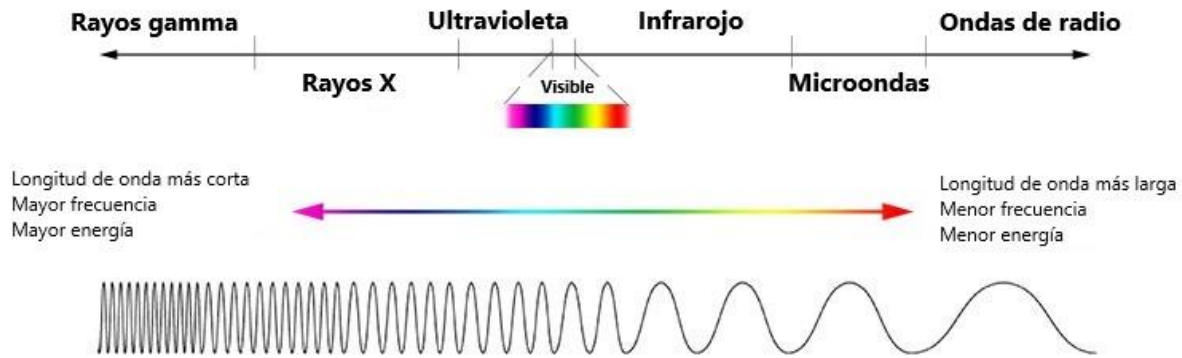


Figura 2: Espectro electromagnético: Comparación de longitud de onda, frecuencia y energía para el espectro electromagnético

Fuente: (NASA, 2013)

Cuando la radiación de fuentes radiactivas golpea la materia, chocarán con los átomos y moléculas constituyentes, lo que dará como resultado la formación de iones y moléculas excitadas. La radiación en sí perderá energía gradualmente y finalmente se detendrá, y la profundidad de penetración varía considerablemente con el tipo de radiación y el tipo de material que se choca (Lynnebakken, 2014b).

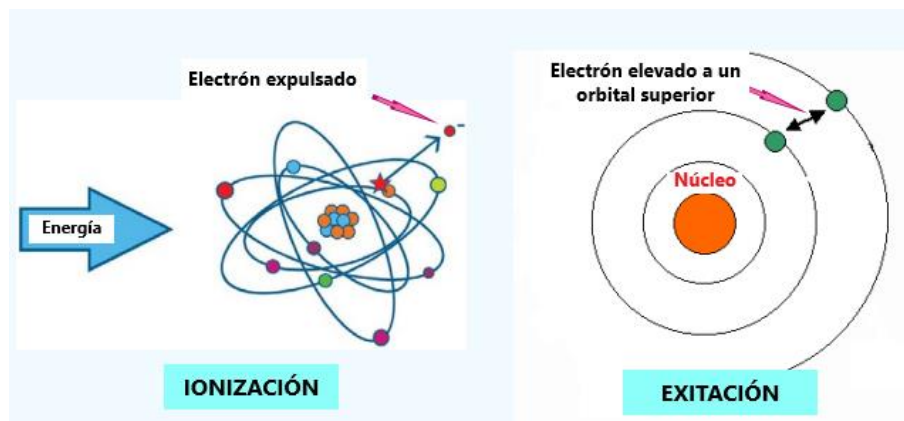


Figura 3: Ionización y excitación: En la ionización el electrón expulsado perderá energía en reacción con otras moléculas (incluso puede ionizar algunas moléculas nuevas) y finalmente terminará en alguna molécula formando un ion negativo. En cambio, la excitación es un átomo o molécula de salida, en este proceso no se dispone de suficiente energía para la ionización

Fuente: (Lynnebakken, 2014b)

2.2.1 Impacto a la salud

La radiación ionizante es bien conocida por sus efectos letales, mutágenos y cancerígenos (Shuryak, 2020), esta puede representar una seria amenaza para la salud y la vida de las personas, y es considerada un atributo fundamental de muchos procesos, incluida la terapia de tumores, cirugías y exámenes médicos, procesos de producción industrial, métodos en la industria minera, energía nuclear, viajes espaciales, diversos usos militares e incluso terrorismo nuclear. Los desastres nucleares de Chernóbil y Fukushima Daiichi y los incidentes de materiales radiactivos perdidos en China deberían servir como una advertencia de que la radiación ionizante sigue presentando peligros para la sociedad (Xiao et al., 2020).

Según la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, 2017a), la extensión del daño a las células depende de la cantidad y duración de la exposición, así como de los órganos expuestos, es así que estudios científicos como el realizado por Apostoaei, detalla que la

exposición a la radiación es un factor de riesgo carcinogénico bien estudiado en humanos, pues las estimaciones numéricas de los riesgos inducidos por la radiación son necesarias para comprender los posibles efectos adversos para la salud, con el objetivo de limitar las exposiciones y, por lo tanto, maximizar los beneficios del uso de la radiación (Apostoaeci, 2020).

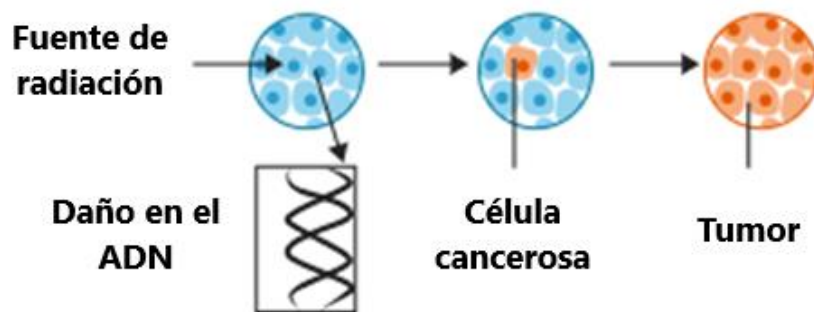


Figura 4: Daño celular provocado por la radiación ionizante

Fuente: (Chegg-Study, n.d.)

Numerosos factores influyen en los posibles efectos en la salud después de la contaminación con radionucleidos (Choi et al., 2015), así tenemos:

- La naturaleza química del radionúclido o fuente de radiación.
- Las características fisicoquímicas del radionúclido (vida media radiológica y biológica, tamaño de partícula, composición química, solubilidad, etc.)
- El comportamiento de los radionucleidos después de la ingesta de radionucleidos en el cuerpo.
- La dosis de radionúclidos y tasa de dosis.
- La relación dosis-respuesta para cada tejido individual después de la absorción de radiación.

- La sensibilidad de diferentes tejidos y órganos edad y salud del individuo contaminado.

La exposición humana puede ocurrir por radiación de fuentes externas al cuerpo (exposición externa) y por la desintegración del radionúclido que ingresa al cuerpo por ingestión e inhalación (exposición interna). Teniendo en cuenta que los principales tipos de radiación son neutrones, los rayos gamma, las partículas alfa y beta (González et al., 2017).

Las consecuencias biológicas de la exposición a la radiación ionizante están mediadas por una serie de respuestas físicas, químicas, bioquímicas y celulares iniciadas después de la deposición de energía de radiación en el medio (Hawas, 2013). Cada vez hay más pruebas que muestran una estrecha relación entre la sensibilidad humana a la radiación y los efectos sobre la salud relacionados con la edad, incluido el cáncer. Los individuos expuestos a la radiación son los más radiosensibles a edades tempranas y disminuyen en la sensibilidad a la radiación hasta la madurez, pero aumentan nuevamente a edades más avanzadas (Tong & Hei, 2020).

La extensión de la lesión por radiación ionizante dependerá de una serie de variables independientes como la dosis, el tipo de radiación y el tejido, etc. Como resultado de la exposición a la radiación ionizante, los efectos biológicos pueden tener lugar de manera aguda o de largo plazo. Como en el caso de otros tejidos autorrenovables (por ejemplo, sistema hematopoyético y epitelio intestinal), la piel también es extremadamente sensible a las radiaciones ionizantes (Soriano et al., 2019). Estudios epidemiológicos y evaluaciones cuantitativas de riesgos han sugerido que la radiación natural de fondo puede ser una causa de leucemia infantil (Laurent et al., 2013).

La vida en la tierra siempre ha estado expuesta a las radiaciones ionizantes de fuentes naturales, por ejemplo, la inevitable exposición humana a la radiación de radón natural en particular aumenta

el riesgo de cáncer de pulmón en el hogar, especialmente para los fumadores. Las investigaciones han demostrado que la dosis de radiación anual per cápita era de 3,6 mSv a principios de la década de 1980, y las fuentes médicas contribuyeron solo con 0,54 mSv a esta dosis, y el resto se atribuyó a los rayos cósmicos, el radón, el suelo y los materiales de construcción, por ello los investigadores han considerado que existe un riesgo estadísticamente significativo de leucemia relacionado con la exposición a fuentes naturales de radiación gamma (ver figura 5, 6, 7) (McLean et al., 2017) (Mu et al., 2018).

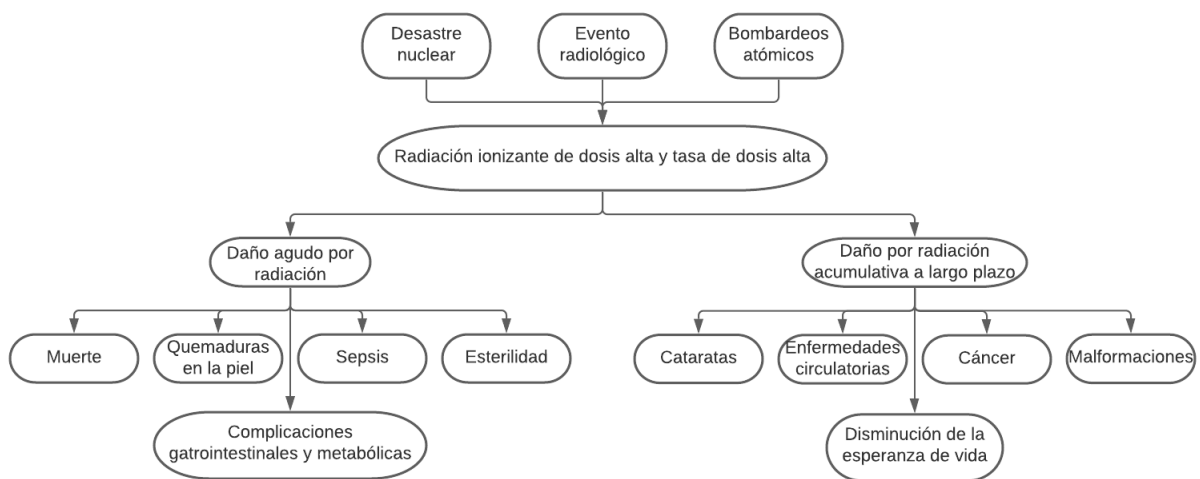


Figura 5: Efectos sobre la salud de la radiación ionizante a dosis alta y tasa de dosis alta

Fuente: (Mu et al., 2018)

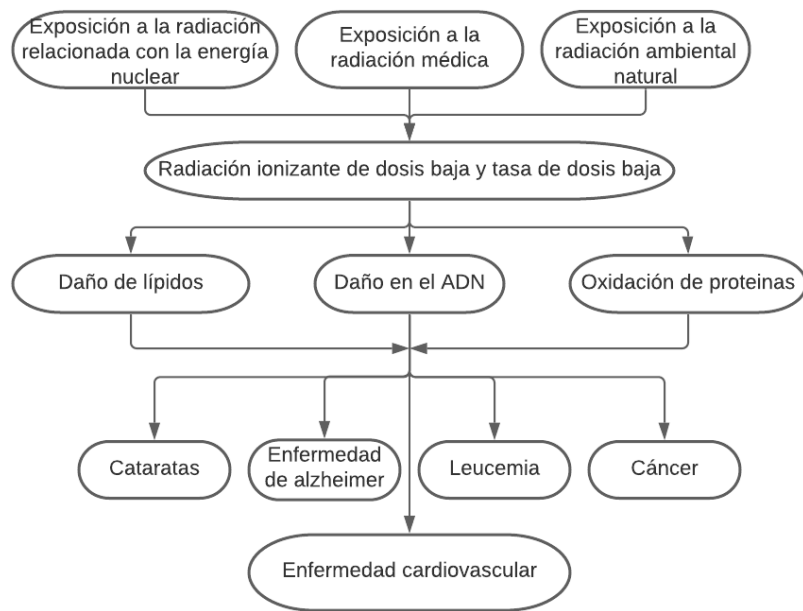


Figura 6: Efectos en la salud de la radiación ionizante a dosis bajas y tasas de dosis bajas

Fuente: (Mu et al., 2018)

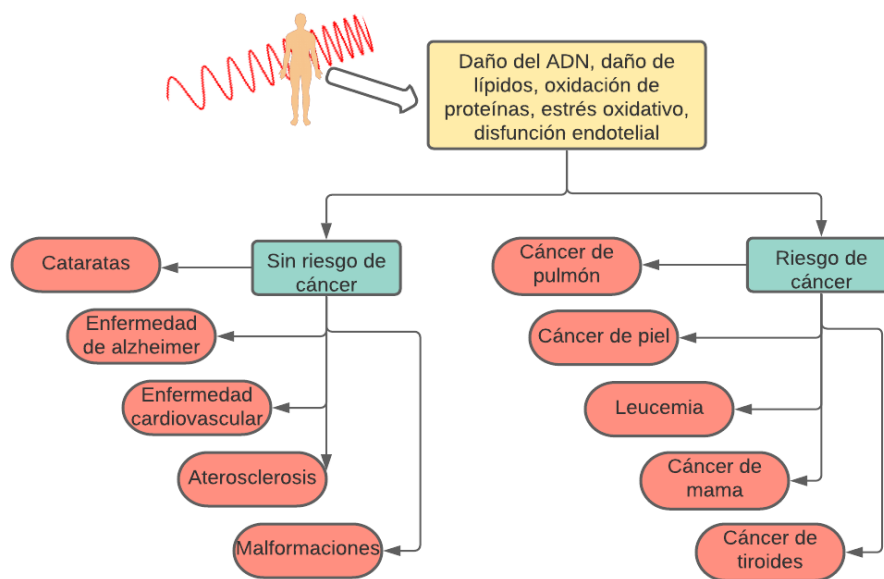


Figura 7: La radiación ionizante puede causar una variedad de lesiones humanas, que a su vez pueden aumentar el riesgo de cáncer y otras afecciones

Fuente: (Mu et al., 2018)

Según el Consejo Nacional de Medidas y Protección Radiológica de los Estados Unidos (NCRP, 2015), las estimaciones del riesgo de mortalidad e incidencia de cáncer relacionado con la radiación y las relativas a las enfermedades no relacionadas con el cáncer pueden desempeñar un papel fundamental en la elaboración de los límites de dosis utilizados con fines de protección contra la radiación, pues los umbrales de respuesta a los daños en el ADN están regulados genéticamente, y los umbrales pueden variar para cada vía. Con un daño mínimo del ADN, como con una dosis baja de radiación ionizante, algunas células pueden no activar el proceso de reparación del ADN por encima de los niveles basales, mientras que otras pueden activar vías de reparación, pero no vías de detención del ciclo celular o de muerte. La activación de las vías de reparación u otras vías de señalización del daño por medio de la radiación ionizante en dosis bajas probablemente subyace a las respuestas adaptativas que a veces se han observado en ciertos sistemas y que mejoran la supervivencia, previenen la inestabilidad genómica o limitan los efectos deletéreos cuando las células se exponen posteriormente a grandes dosis de radiación ionizante.

2.3 Radiactividad Natural

Los isótopos radiactivos han estado presentes en la tierra desde su formación, cuando hace aproximadamente 5 mil millones de años, la materia estaba formada por átomos estables e inestables, desde entonces, la mayoría de los átomos inestables se han desintegrado por la radiactividad, y la mayoría han acabado logrando estabilidad (Ershov, 2020), sin embargo, todavía hay algunos átomos naturalmente radiactivos como:

- Radionucleidos caracterizados por una vida media muy larga, como el ^{238}U (4.500 millones de años) y el ^{40}K (1.300 millones de años). Estos no han tenido tiempo suficiente para desintegrarse completamente desde que fueron creados.

- Los descendientes radiactivos de los anteriores ya mencionados, como ^{226}Ra , que se regenera constantemente tras la desintegración del ^{238}U . El ^{226}Ra se transforma lentamente en ^{222}Rn , que en sí mismo es radiactivo.
- Los radioisótopos creados por la acción de la radiación cósmica sobre ciertos núcleos atómicos. Este es el caso del ^{14}C , por ejemplo, que se forma constantemente en la atmósfera.

Estos radionucleidos naturales están presentes en todo el planeta, en la atmósfera (^{14}C , ^{222}Rn), en la corteza terrestre (^{238}U y ^{235}U , ^{226}Ra , etc.) y en nuestros alimentos (^{40}K). Por eso todo lo que nos rodea es radiactivo, por tanto, desde los albores de los tiempos, la tierra y los seres vivos han estado rodeados de radiactividad (Radvanyi & Villain, 2017).

Otra fuente de radiactividad natural son los rayos cósmicos, predominantemente protones con una gama muy amplia de energías. Los de mayor energía son de origen galáctico, mientras que el sol contribuye en el lado de menor energía del espectro. Al llegar a la atmósfera, se crea una cascada de partículas secundarias (lluvia de aire) que finalmente puede afectar la vida en la superficie. La tierra está fuertemente protegida de los rayos cósmicos tanto por su campo magnético como por su atmósfera, y la contribución a la dosis natural de radiactividad depende en gran medida de la altitud y varía desde una fracción menor al nivel del mar hasta la dominante a grandes altitudes (Hofmann, 2011).

Los radionucleidos primordiales siempre están presentes en el ambiente en diversas formas isotópicas, y los seres humanos están constantemente expuestos a fuentes naturales de radiación ionizante. Los radionúclidos de la serie de desintegración natural (^{238}U , ^{232}Th y ^{235}U) representan las fuentes más importantes de radiación ionizante en la tierra, contribuyendo aproximadamente con el 83% de la dosis efectiva total recibida por la población mundial (Shayeb & Baloch, 2020).

La exposición prolongada al gas radón (^{222}Rn), se conoce como el principal contribuyente a la dosis de radiación natural total absorbida por la población (ver figura 8). La principal fuente de radón interior es la afluencia impulsada por la presión del suelo subterráneo, aunque los materiales de construcción con alta concentración de radio (^{226}Ra) pueden representar otra fuente importante de radiación natural (Al-Azmi et al., 2018) (Dentoni et al., 2020).

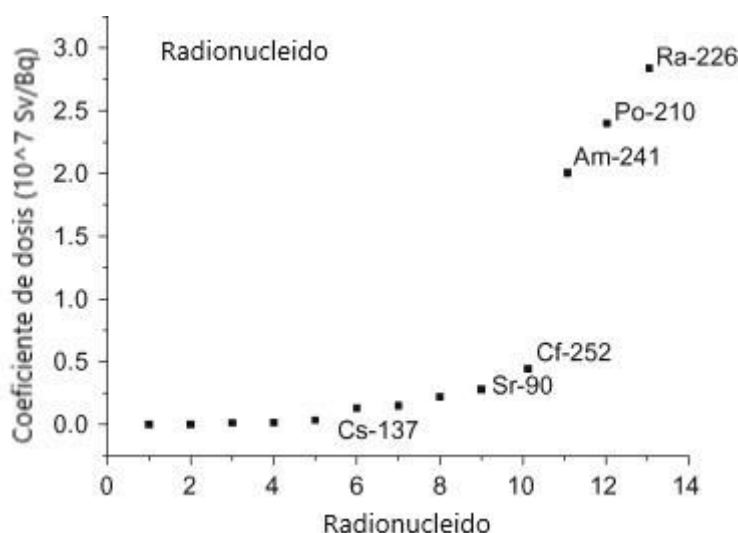


Figura 8: Coeficiente de dosis (Sv/Bq) en función del radionucleido. Se puede observar que los radionucleidos ^{226}Ra , ^{210}Po y ^{241}Am tienen coeficientes de dosis que son tres veces más altos que el resto. Esto significa que estos tres radionucleidos tienen una eficacia de dosis más alta por Becquerel ingerido. Otros radionucleidos como ^{252}Cf , ^{90}Sr y ^{137}Cs también brindan una alta efectividad en dosis por Becquerel ingerido, pero en menor grado

Fuente (Paschoa & Steinhäusler, 2010)

2.4 Radiactividad Artificial

Irene y Fredric Joliot-Curie utilizaron su técnica de bombardeo alfa en algunos otros elementos y descubrieron que era posible transformar un elemento en otro, con un mayor número de protones

en su núcleo, frente a aquello, a mediados de la década de 1930, varios laboratorios desarrollaron equipos, como el acelerador llamado ciclotrón, para bombardear átomos estables con protones, deuterones y partículas α y como producto de aquello se formaban nuevos isótopos, algunos de estos isótopos eran radiactivos (Lynnebakken, 2014a), por lo tanto, la radiactividad artificial consiste en isótopos radiactivos, que son especialmente los productos de fisión de núcleos más pesados producidos en bombas atómicas, centrales nucleares y aceleradores de partículas (Doggart, 2020).

2.4.1 Fisión

Otto Hahn, Lise Meitner y Fritz Strassmann trabajaron con bombardeos de uranio y neutrones, todo esto haciendo uso del modelo nuclear de Bohr (modelo de gota de líquido), suponiendo que si un neutrón penetraba en el núcleo podría generar oscilaciones que dividiría el átomo. Este trabajo dio como resultado la conclusión de que el uranio se puede dividir en dos grandes fragmentos cuando se bombardea con neutrones. Por lo tanto, la fisión es el proceso de descomposición de un núcleo pesado en dos fracciones denominadas productos de fisión y varios neutrones, que puede inducirse mediante la captura de neutrones o fotones por el núcleo (Lynnebakken, 2014a) (Ojovan et al., 2019).

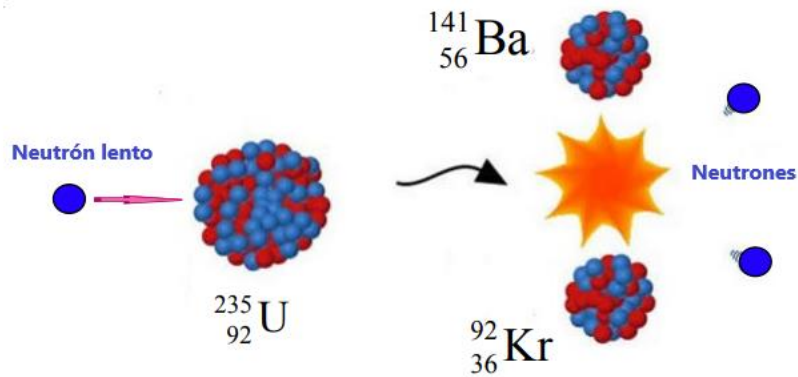


Figura 9: Productos de fisión del ^{235}U : ^{141}Ba y ^{92}Kr

Fuente: (Lynnebakken, 2014a)

2.5 Exposición a la radiación natural

La radiactividad debida a los radionucleidos naturales presentes en las rocas y el agua es la principal fuente de exposición humana a la radiación de fondo para la población en general. La radiactividad ambiental y la exposición externa relacionada como resultado de la radiación gamma dependen predominantemente de la altitud, las condiciones geológicas y geográficas de diferentes áreas geográficas (Akweetelela et al., 2020).

2.5.1 Exposición externa

La exposición a la radiación ionizante en el ambiente exterior se debe a las fuentes de radiación terrestres y extraterrestres. La radiación terrestre proviene de los radionucleidos presentes en la corteza terrestre (radionucleidos primordiales), suelo, rocas, agua y aire. Los radionucleidos primarios que se encuentran predominantemente en rocas y suelos son ^{238}U , ^{232}Th y ^{40}K , lo que generalmente se conoce como NORM (P. Sharma et al., 2014).

En la atmósfera superior se crean diferentes partículas y fotones nuevos, que pueden llegar a la superficie de la Tierra y provocar la dosis. Por tanto, está claro que la dosis de radiación cósmica depende en gran medida de la altura sobre el nivel del mar. Sin embargo, la dosis también depende de la latitud geográfica, porque el campo magnético de la Tierra desvía la radiación cósmica primaria que conduce a dosis más altas en las regiones polares. La aurora boreal también es causada por la interacción de la radiación cósmica, la atmósfera terrestre y su campo magnético (Kovler et al., 2017).

2.5.2 Exposición interna

La radiación interna es causada por radionucleidos que se incorporan esencialmente al comer, beber e inhalar. En condiciones normales, hay, por supuesto, contribuciones de las cadenas de desintegración de uranio y torio, pero las principales fuentes son el potasio, el radiocarbono y, en pequeña medida, el tritio. En promedio, la actividad del ^{40}K es de 4.4 kBq y la actividad de ^{14}C es de 3.7 kBq en el cuerpo humano. La dosis interna de ^{40}K surge principalmente de la desintegración β , porque los electrones depositan toda su energía dentro del cuerpo, mientras que la radiación γ deja el cuerpo casi sin atenuar (Kovler et al., 2017).

La dosis primaria (más del 40%) se origina en el radón, que puede migrar del suelo o el material de construcción a la atmósfera exterior o interior y provocar una exposición interna del cuerpo humano. Hay tres isótopos naturales de radón, es decir, ^{222}Rn (radón), ^{220}Rn (torón) y ^{219}Rn . La irradiación de los seres humanos por el radón y sus productos de descomposición se produce con el aire inhalado. A diferencia del gas radón, que es inerte, la progenie del radón son isótopos metálicos radiactivos de polonio-218 (^{218}Po), polonio-214 (^{214}Po) y Plomo-210 (^{210}Po), estos

pueden depositarse y acumularse en los bronquios y los pulmones. Por tanto, la principal dosis de radiación está formada no sólo por el radón en sí, sino también por sus productos de desintegración, mientras que el radón mismo actúa simplemente como generador y transportador del peligro potencial (Kovler et al., 2017).

En España, en investigaciones realizadas mediante un diseño de estudio de casos y controles agrupados realizados por expertos (Barros-Dios et al., 2002); (Barros-Dios et al., 2012); (Lorenzo-Gonzalez et al., 2020), evaluaron la relación entre la exposición residencial al radón y el riesgo de cáncer de pulmón, encontrando una asociación significativa entre la exposición al radón y el cáncer de pulmón a exposiciones de radón superiores a 50 Bq/m³, así mismo dentro de una categoría de tabaquismo, el riesgo de cáncer de pulmón aumenta notablemente a medida que aumenta la concentración de radón, es así que según los autores citados, la exposición residencial al radón es un factor de riesgo de cáncer de pulmón aún muy por debajo de los niveles de acción establecidos por las organizaciones internacionales.

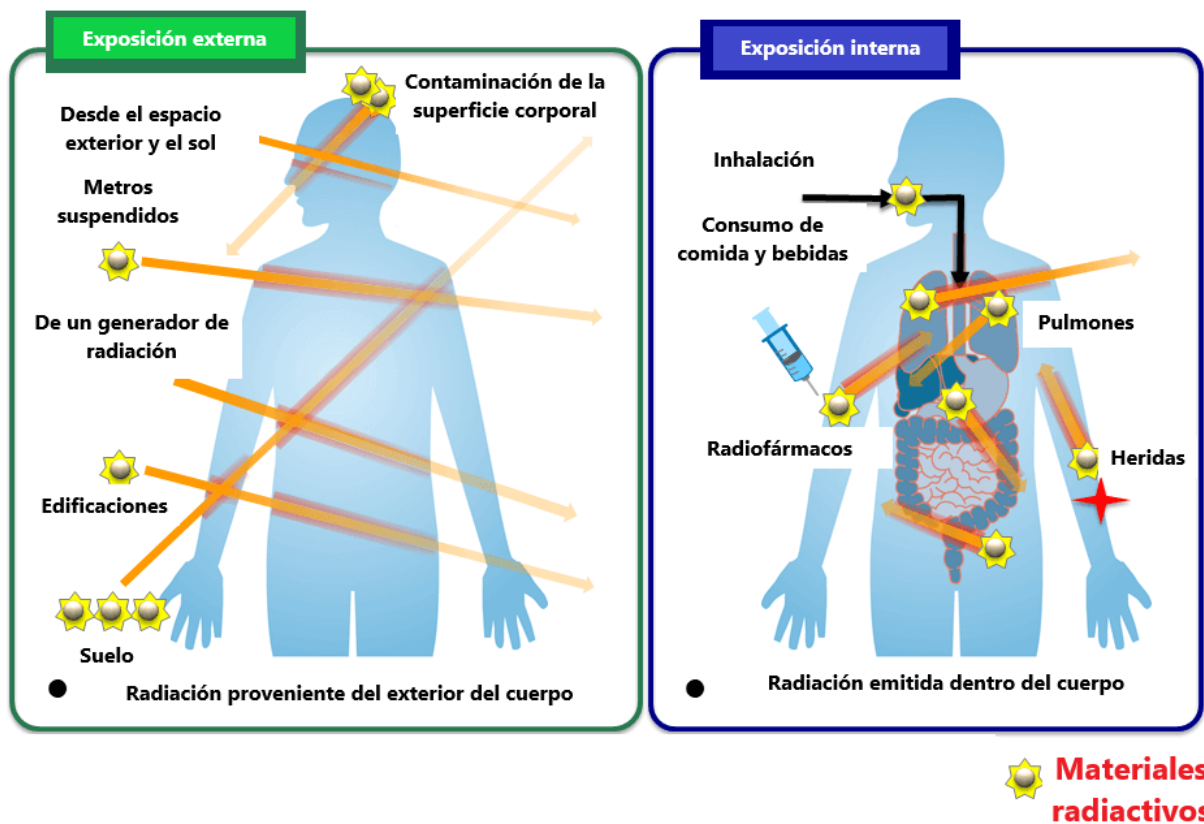


Figura 10: Exposición externa e interna a la radiación natural

Fuente: (Ministry of the Environment (Japan), 2018)

2.6 Decaimiento radioactivo

La radiactividad es un fenómeno que se genera en los núcleos radiactivos naturales, que por su naturaleza inestable se transforma o decae espontáneamente en una configuración más estable al emitir partículas y/o radiación gamma. Los núcleos producidos artificialmente también pueden descomponerse por fisión espontánea, emisión de neutrones e incluso emisión de protones e iones pesados. Cualquier proceso de descomposición está sujeto a la misma ley básica (DiGregorio, 2020).

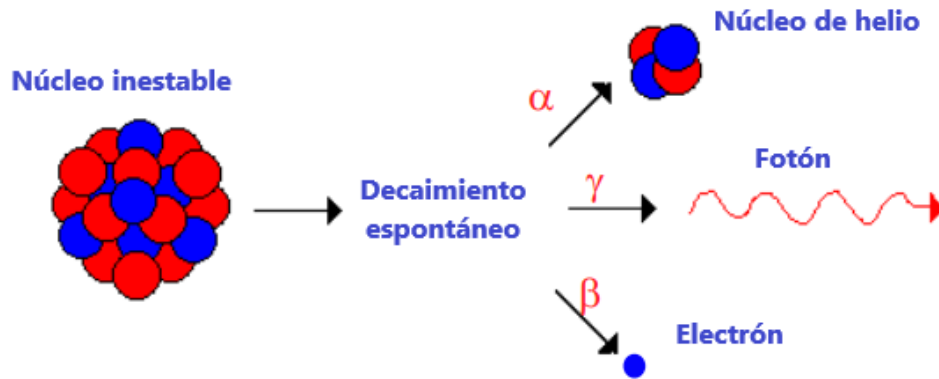


Figura 11: Un átomo radiactivo posee un núcleo inestable. Esto significa que los átomos radiactivos emitirán radiación tarde o temprano y de esta manera se convertirán en un estado más estable.

Fuente: (Lynnebakken, 2014b)

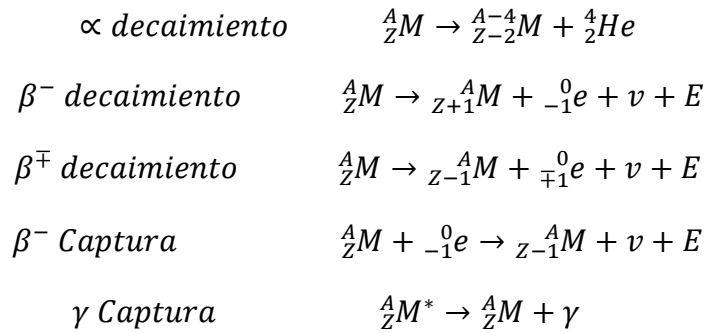
Según Marid & Jarallah (Marid & Jarallah, 2019), el núcleo atómico consiste de nucleones, estos nucleones son números de protones o neutrones, que se agruparon en dos grupos. Estos protones y neutrones se distribuyen de forma independiente en determinados estados de energía y se mantienen unidos por sus interacciones comunes. Los nucleones pueden excitarse en varios niveles de energía durante muy poco tiempo.

2.6.1 Ley de decaimiento radiactivo

Rutherford descubrió que un campo magnético separaba la radiación en partículas alfa que son núcleos de helio, partículas beta, que son electrones. Posteriormente Paul Willard, encontró aun otro tipo de radiación diferente, los rayos gamma, una forma muy energética de ondas magnéticas (Radvanyi & Villain, 2017). Cualquier núclido que cambia su estructura emitiendo rayos gamma

o alguna otra partícula nuclear como las partículas alfa, gamma, beta(+) o beta(-) es llamado núcleo radiactivo (Kónya & Nagy, 2018) .

Según Murray & Holbert (Murray & Holbert, 2020), los siguientes procesos son representativos de la desintegración de los núclidos naturalmente radiactivos:



Poco después de descubrirse la existencia de la radioactividad se observó que la tasa de decaimientos disminuye exponencialmente con el tiempo (figura 15) (L'Annunziata, 2016).

Así mismo Kónya & Nagy (Kónya & Nagy, 2018), explica que la probabilidad de desintegración (decaimiento) es una propiedad fundamental del núcleo atómico y está dada por:

$$\lambda = -\frac{dN}{N dt} = \text{constante} \quad (1)$$

Dónde:

- N, representa el número de núcleos radiactivos
- dN, representa el número de desintegraciones durante un intervalo de tiempo dt

$$\lambda = -\frac{dN}{N dt} \quad (2)$$

$$\int \frac{dN}{N} = -\int \lambda dt$$

$$\ln N = -\lambda t + C$$

$$N = e^{-\lambda t + c} = e^{-\lambda t} e^c = k e^{-\lambda t} \quad ; \quad N(t = 0) = N_0 = K$$

$$N(t) = N_0 e^{-\lambda t} \quad (3)$$

La ecuación 3, nos muestra que N_0 es el número de núcleos radiactivos presentes inicialmente ($t=0$); N corresponde al número de núcleos radiactivos presentes después de transcurrido el tiempo t ; y λ , es la constante de la probabilidad de desintegración y característica de ese radionúclido.

2.6.2 Radiación alfa

Es la emisión de partículas alfa, que están constituidos por núcleos de Helio formados por dos protones y dos neutrones, que, pese a poseer mucha intensidad energética, tienen una limitada capacidad de penetración en la materia, pudiendo penetrar sólo unos centímetros en el aire y que no consiguen atravesar la piel o el papel (Piedecausa-García & Payá, 2011).

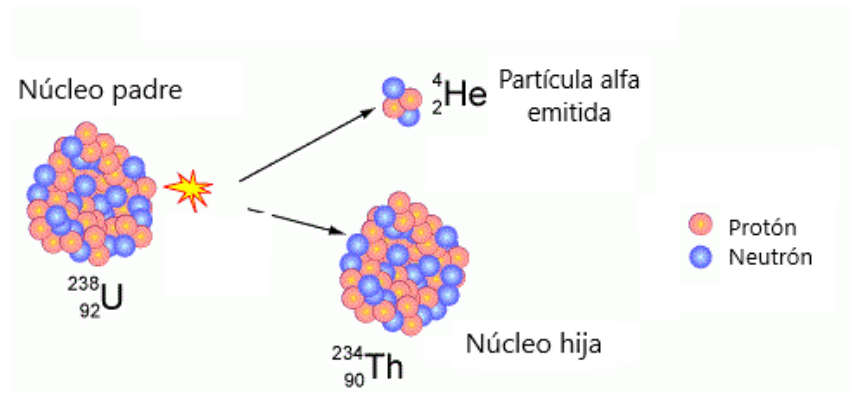


Figura 12: Decaimiento alfa: El uranio-238 emite partículas alfa y decae en torio-234

Fuente: (Energy-without-Carbon, 2017)

2.6.3 Radiación beta

La radiación emitida por partículas beta, se configura de dos tipos, la radiación beta (-) y la radiación beta (+) (Doggart, 2020):

La radiación beta (-) consiste en electrones cargados negativamente, ciertos átomos con núcleos que tienen un número demasiado alto de neutrones emiten radiación beta⁻. Uno de los neutrones dentro del núcleo se desintegra en un protón más un electrón, el electrón es expulsado, por lo que el átomo se transforma en un elemento químico diferente. Por ejemplo, el ^{234}Th es beta (-) radiactivo y se transforma en ^{234}Pa .

La radiación beta (+) consta de positrones (partículas con la misma masa que los electrones, pero con carga positiva). Algunos átomos con núcleos demasiado cargados de protones emiten radiación beta (+). Uno de los protones dentro del núcleo se desintegra en un neutrón más un positrón, el positrón es expulsado, por lo que el átomo se transforma en un elemento químico diferente.

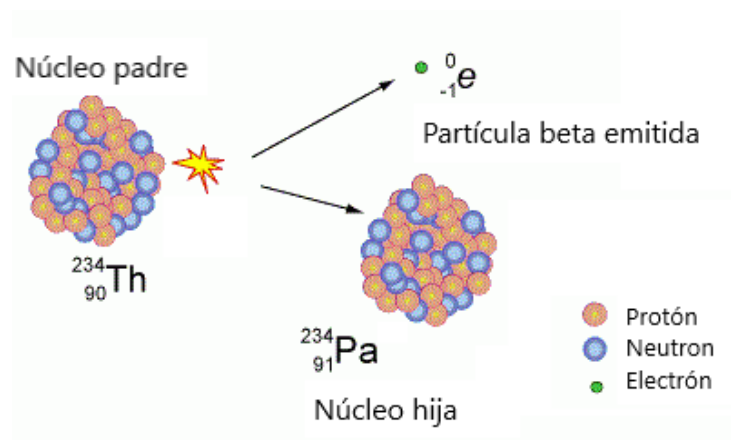


Figura 13: Decaimiento Beta: El ^{234}Th emite partícula beta (-) y se transforma en ^{234}Pa

Fuente: (Energy-without-Carbon, 2017)

2.6.4 Radiación gamma

La radiación gamma es una onda electromagnética, como la luz visible o los rayos X, pero con más energía. Este tipo de radiación a menudo sigue a la desintegración alfa o beta. Después de la emisión de la partícula alfa o beta, el núcleo todavía está excitado porque sus protones y neutrones aún no están en equilibrio. El exceso de energía se libera rápidamente mediante la emisión de radiación gamma. Por ejemplo, el ^{60}Co transforma su desintegración en ^{60}Ni , que alcanza un estado estable al emitir radiación gamma (Valković, 2019).

La radiación gamma es muy penetrante e interactúa con la materia a través de la ionización mediante tres procesos; efecto fotoeléctrico, dispersión de Compton o producción de pares (estos procesos se detallan en el apartado 2.14.2). Debido a su alto poder de penetración, el impacto de la radiación gamma puede ocurrir en todo el cuerpo, sin embargo, son menos ionizantes que las partículas alfa. La radiación gamma se considera un peligro externo con respecto a la protección radiológica (ARPANSA, n.d.).

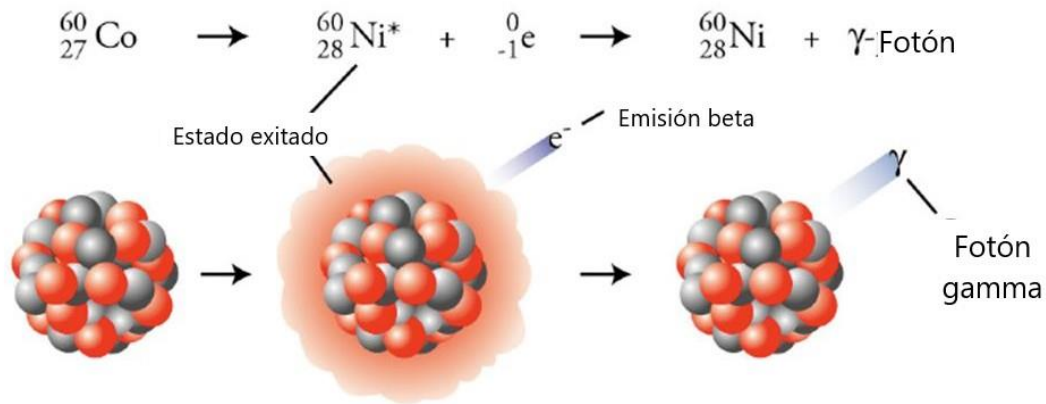


Figura 14: Decaimiento Gamma: El ${}^{60}\text{Co}$ se transforma por desintegración beta en ${}^{60}\text{Ni}$, que alcanza un estado estable emitiendo radiación gamma

Fuente: (Barrie, 2015)

2.6.5 Actividad

La actividad, representa la razón a la cual ocurren las desintegraciones de los núcleos por unidad de tiempo (L'Annunziata, 2016) . La unidad por medir la actividad es el Curi (Ci), que representa $3,70 \cdot 10^{10}$ desintegraciones/s (Kónya & Nagy, 2018).

Dónde:

$$N(t) = N_0 e^{-\lambda t} \quad (3)$$

Si a la esta ecuación resultante le multiplicamos por la contante de desintegración (λ) (Kónya & Nagy, 2018), se representa entonces de la siguiente manera:

$$\lambda N(t) = \lambda N_0 e^{-\lambda t} \quad (4)$$

Dónde:

$\lambda N_0 = A_0$, representa la actividad inicial y,

$\lambda N = A$, representa la actividad en un tiempo t

Por lo tanto, la actividad se representa como:

$$A = A_0 e^{-\lambda t} \quad (5)$$

Esta ecuación, nos indica la rapidez a la que el número inicial de núcleos radiactivos decrecen con el tiempo (L'Annunziata, 2016).

2.6.6 Actividad específica

La actividad específica, por otro lado, se define como el número de desintegraciones por unidad de peso o volumen de muestra (De Goeij & Bonardi, 2005).

$$\text{Actividad específica} = \frac{\text{Actividad (Bq)}}{\text{Masa (kg)}} \quad (6)$$

2.6.7 Vida media

La vida media de un radioisótopo, se define como el tiempo en el cual la actividad disminuye a la mitad de la actividad inicial, es decir, el tiempo transcurrido para que el número de radionucleidos decaiga a la mitad del número inicial (Alavi et al., 2018):

$$N = \frac{1}{2} N_0$$

$$\frac{1}{2} N_0 = N_0 e^{-\lambda t_{1/2}}$$

$$-\ln 2 = -\lambda T_{1/2}$$

$$T_{1/2} = \frac{\ln 2}{\lambda} \quad (7)$$

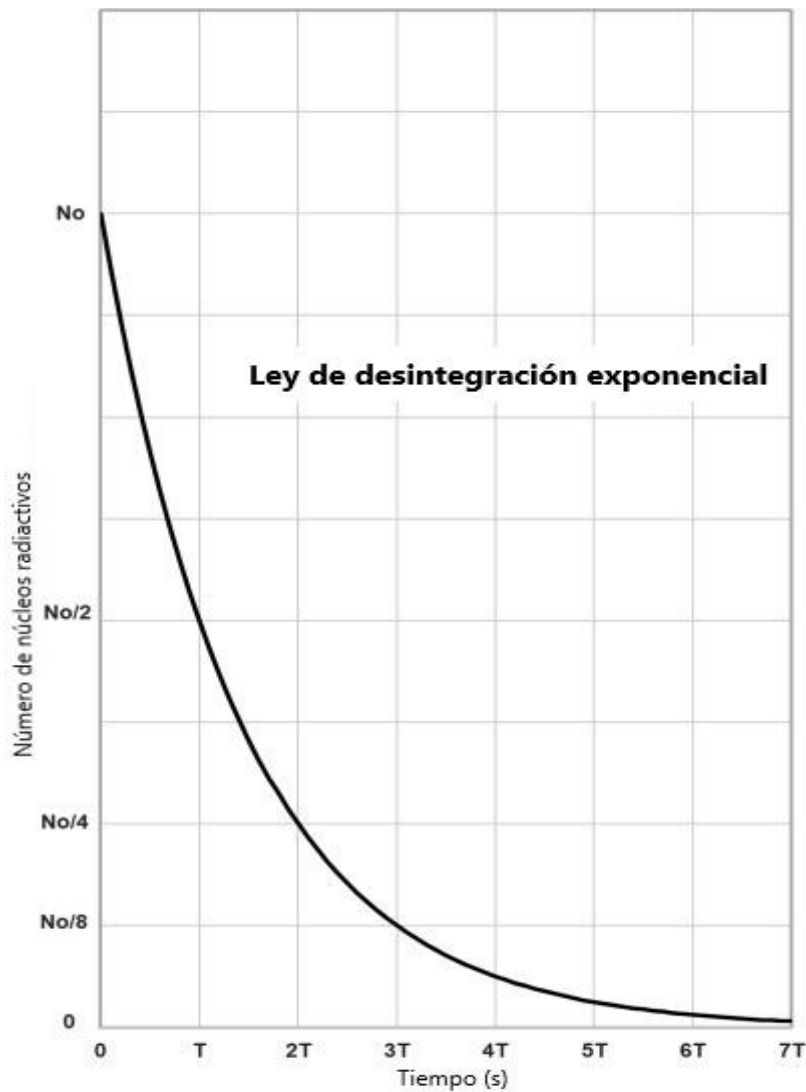


Figura 15: Ley de desintegración exponencial radiactiva: El número de núcleos radiactivos en un tiempo determinado t , $N(t)$ donde N_0 es el número de núcleos en $t=0$ y T es la “vida media”, representa el periodo de tiempo en el que la mitad de los núcleos de un elemento radiactivo particular se desintegra.

Se puede observar que el número inicial de núcleos N_0 se reduce a $N_0 / 2$ después de un tiempo T ; después de dos vidas medias $2T$, se reduce a $N_0 / 4$; después de tres vidas medias $3T$, se reduce a $N_0 / 8$, y así sucesivamente

Fuente: (DiGregorio, 2020).

2.7 Efectos estocásticos y determinísticos

Los efectos **deterministas** o no estocásticos son efectos sobre la salud cuya gravedad varía con la dosis; se cree que ocurren sólo después de que se superan ciertos umbrales de dosis de radiación. Los ejemplos de efectos deterministas incluyen eritema, cataratas, atrofia de órganos, fibrosis y esterilidad. Los efectos deterministas tienen un umbral de dosis variable individualmente y son complejos para deducir una relación dosis-respuesta (GSR, 2016).

Los efectos **estocásticos**, por otro lado, son efectos probabilísticos adversos para la salud producto de las radiaciones ionizantes, que aumentan al aumentar la dosis, sin considerar un umbral. Bajo este supuesto, nunca se puede eliminar la posibilidad de que la exposición a la radiación, incluso a dosis extremadamente bajas, pueda ejercer algunos efectos. La tasa de dosis baja o los efectos crónicos son principalmente efectos estocásticos, en particular, el cáncer (GSR, 2016).

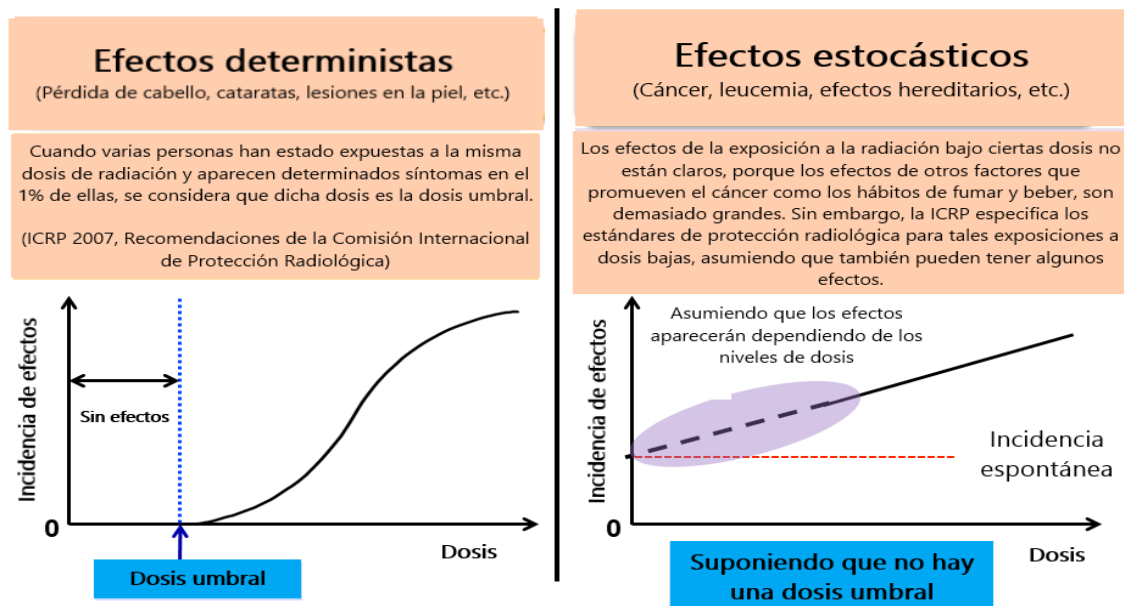


Figura 16: Efectos determinísticos y estocásticos

Fuente: (Ministry of the Environment (Japan), 2018)

2.8 Series de decaimiento radiactivo

Los representantes de los radionucleidos primordiales son el uranio (^{238}U , ^{235}U), el torio (^{232}Th) y el isótopo de potasio ^{40}K . Sin embargo, la desintegración de ^{238}U , ^{235}U y ^{232}Th vuelve a formar nucleidos radiactivos (nucleidos o radionucleidos radiogénicos) que crean cadenas de radionucleidos, que finalmente terminan en isótopos de plomo estables (ver figura 17, 18, 19). Dentro de estas cadenas de nucleidos radiactivos se pueden observar radiaciones α , β y γ (Kovler et al., 2017).

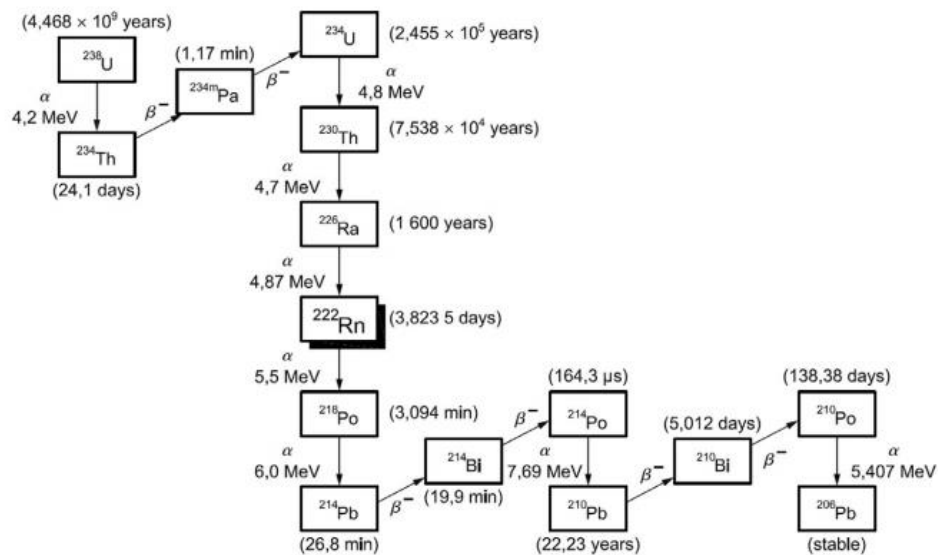


Figura 17: Serie de desintegración radiactiva natural del ^{238}U

Fuente: (Kovler et al., 2017)

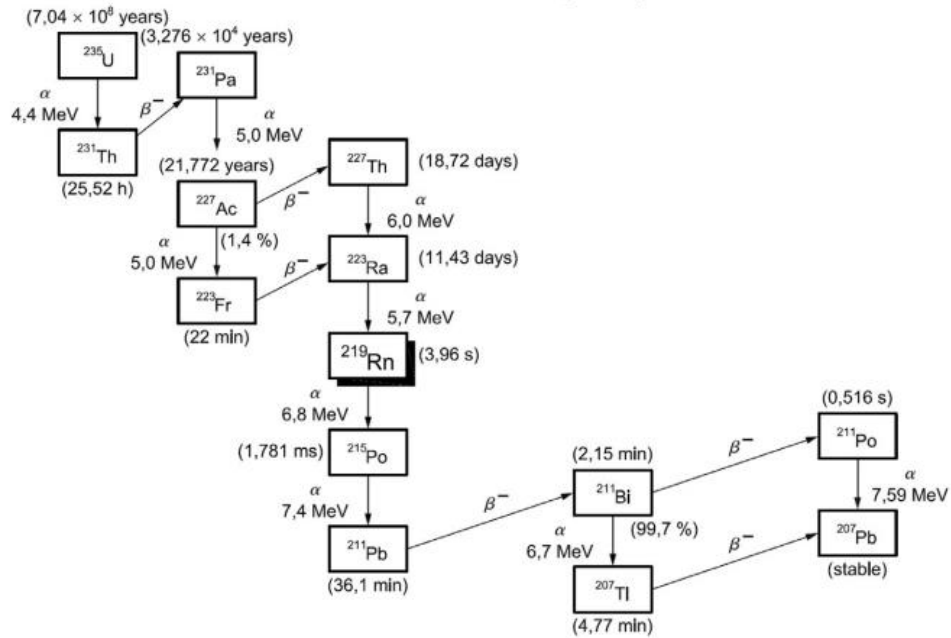


Figura 18: Serie de desintegración radiactiva natural del ^{235}U

Fuente: (Kovler et al., 2017)

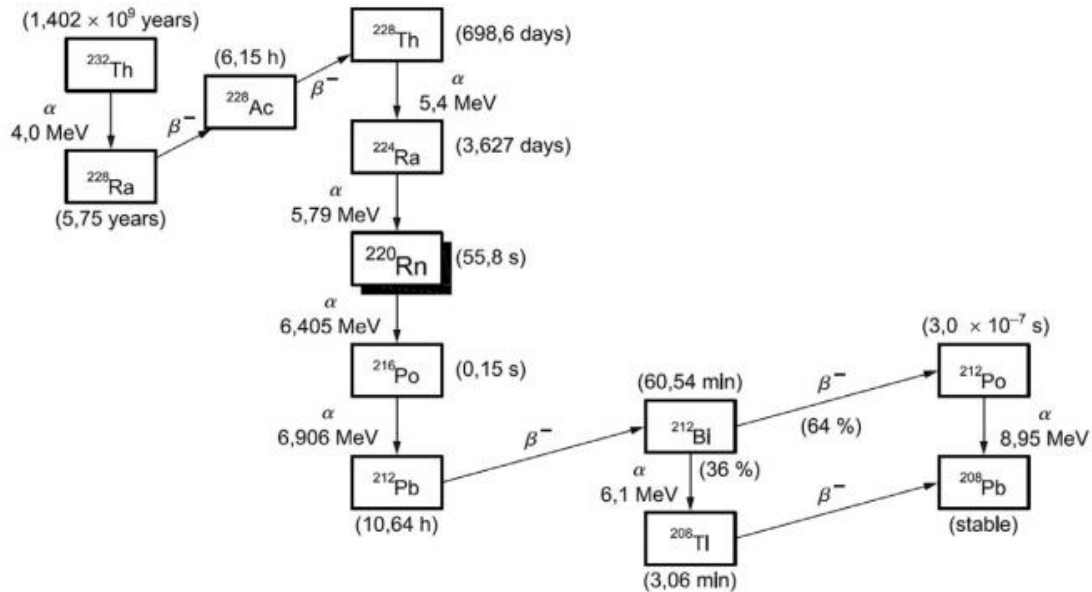


Figura 19: Serie de desintegración radiactiva natural del ^{232}Th

Fuente: (Kovler et al., 2017)

2.9 Principales elementos radiactivos

La dosis asociada a la radiactividad ambiental natural en la tierra se debe al efecto de los radionucleidos primordiales (~84%), la radiación cósmica (~15%) y los radionucleidos cosmogénicos (~1%). La mayor parte se debe a radionucleidos primordiales, elementos presentes en la corteza terrestre, pertenecientes a las principales series radiactivas de ^{238}U y ^{232}Th . Además, el radionúclido de ^{40}K es muy importante por su amplia distribución en la corteza terrestre y contribuye significativamente a la exposición a la radiación tanto interna como externa (Faheem et al., 2008) (Papaefthymiou & Gouseti, 2008) (El-Taher et al., 2010) (Ravisankar et al., 2012) (Kovler et al., 2017) (Trevisi et al., 2018) (Raghu et al., 2020). A continuación, se describen algunos elementos radiactivos respecto a la exposición y los efectos a la salud:

2.9.1 Uranio

El uranio es un metal pesado de la serie de actínidos que es tanto químicamente tóxico como radiactivo. Es un elemento naturalmente abundante, que se encuentra en el aire, el suelo, el agua y las rocas con una vida media de 4.500 millones de años, de manera que el nivel de radiación no disminuya significativamente con el tiempo. En una muestra típica de uranio natural, casi toda la masa (99,27%) consiste en átomos de ^{238}U , menos del 1% (aproximadamente 0,72%) en átomos de ^{235}U , y una cantidad muy pequeña (0,0054% en masa) es ^{234}U . Este se considera radiactivo porque emite partículas α y, además, es capaz de emitir partículas β y rayos γ (Asic et al., 2017).

Las actividades antropogénicas, por ejemplo, la minería y la agricultura, pueden alterar la distribución geológica del uranio y provocar la liberación de este al ambiente. En consecuencia, la contaminación por uranio podría ser causada por fuentes naturales y antropogénicas, lo que aumentaría los riesgos de salud pública (Ma et al., 2020).

Exposición

El uranio se puede introducir en el cuerpo al ingerir alimentos, beber agua o respirar aire, pues representa un peligro para la salud solo si se ingiere en el cuerpo, la exposición externa generalmente no es una preocupación importante porque el uranio emite solamente una pequeña cantidad de radiación gamma de baja energía, además los principales medios de exposición son la ingestión de alimentos y agua que contienen isótopos de uranio y la inhalación de polvo contaminado con éste, pues se absorbe muy fácilmente si se inhala que si se ingiere, es así que ambas vías de exposición pueden ser importantes, y la exposición no ocupacional al uranio (así como al plutonio) se debe principalmente a la contaminación ambiental (Shaki et al., 2019)

Efectos a la salud

El principal problema de salud es el daño renal causado por la toxicidad química de los compuestos solubles de uranio. Ese efecto puede ser reversible según el nivel de exposición (el uranio también se ha relacionado con efectos reproductivos en animales de laboratorio y efectos sobre el desarrollo en animales jóvenes, pero no se conoce si estos problemas existen para los humanos). Una segunda preocupación es el uranio depositado en los huesos, lo que puede provocar cáncer de hueso como resultado de la radiación ionizante asociada con sus productos de desintegración radiactiva (Asic et al., 2017), también la inhalación de grandes concentraciones de uranio puede provocar cáncer de pulmón debido a la exposición a partículas alfa.

2.9.2 Radio

El radio es un metal alcalinotérreo de número atómico 88, perteneciente al Grupo IIA de la tabla periódica, es un metal radiactivo blanco plateado, es de particular importancia debido a: 1) la

presencia de isótopos en las tres series de desintegración natural, 2) las vidas medias de estos isótopos son relativamente largas (^{226}Ra y ^{228}Ra) y su progenie de estos son de vida media corta, 3) la alta movilidad de radio en el ambiente bajo una serie de condiciones ambientales comunes y 4) la tendencia de acumularse en el hueso después de la absorción en el cuerpo. No hay isótopos estables de radio, hay cuatro isótopos radiactivos naturales presentes en el ambiente porque son parte de la serie de desintegración de radionucleidos primordiales así tenemos: ^{226}Ra es parte de la serie ^{238}U , ^{223}Ra es parte de la serie ^{235}U y ^{224}Ra y ^{228}Ra son parte de la serie ^{232}Th (IAEA, 2014).

Exposición

El radio puede ingresar al cuerpo cuando se inhala o se ingiere y, a través de la radiación emitida. Cuando el radio es inhalado, este llega hacia los pulmones y puede permanecer allí durante meses, pero gradualmente ingresará al torrente sanguíneo transportándose a todas las partes del cuerpo, especialmente a los huesos. Cuando se ingiere, se puede esperar que el 80% se excrete en las heces y el 20% se retenga y distribuya en el cuerpo, principalmente en el esqueleto. Parte de este radio luego dejará el cuerpo por medio de las heces y la orina de una persona y la otra parte puede permanecer en los huesos durante toda la vida de la persona (ATSDR, 1990) (Gad, 2014a).

Efectos a la salud

No hay criterios contundentes para establecer que la exposición prolongada al radio a niveles bajos sea perjudicial. Sin embargo, se ha demostrado que la exposición a niveles más altos durante un período prolongado puede aumentar la probabilidad de provocar anemia, cataratas, dientes fracturados, exceso de caries y cáncer. El cáncer de hueso es el cáncer más común asociado con la exposición al radio de alto nivel, pero también se han reportado mayores riesgos de cáncer de

hígado y de mama. Algunos de estos efectos pueden tardar años en desarrollarse y se deben principalmente a la radiación gamma, pues esta puede viajar a distancias bastante largas a través del aire, por lo tanto, el simple hecho de estar cerca del radio en los niveles altos puede ser peligroso para su salud (Gad, 2014a).

2.9.3 Torio

El torio, descubierto en 1828 por Berzelius, tiene el símbolo Th; número atómico 90, peso atómico 232.04, densidad de $\sim 11.7 \text{ g/cm}^3$; Las propiedades físicas de torio se rigen por su pureza, siendo el óxido de torio un contaminante común de este metal. Es un metal blanco plateado blando, dúctil que conserva su brillo. La vida media es de 14.1×10^{10} años (Krishnaswami, 2006). El 99% del torio natural existe en forma de ^{232}Th . Las rocas de algunas minas subterráneas también pueden contener torio en una forma más concentrada. Después de que se extraen estas rocas, el torio generalmente se concentra y se transforma en dióxido de torio u otras formas químicas (Gad, 2014b).

A medida que este se desintegra, libera radiación y forma productos de desintegración que incluyen ^{228}Ra y ^{228}Th (figura 19). El proceso de desintegración continúa hasta que se forma un producto de desintegración estable y no radiactivo. Además del ^{232}Th y el ^{228}Th está presente de forma natural en el fondo terrestre. La radiación de la desintegración de este radioisótopo se encuentra en forma de partículas alfa y beta y radiación gamma (EPA, 2017a). Debido a la tasa de descomposición extremadamente lenta, la cantidad total de torio natural en la tierra permanece casi igual, pero la naturaleza y la actividad antrópica puede provocar su transporte de un lugar a otro, por ejemplo, con la meteorización de las rocas, el viento, la lluvia entre otros.

Exposición

Dado que el torio está presente en niveles muy bajos en casi todas partes del entorno natural, todo el mundo está expuesto a él en el aire, los alimentos y el agua. Las cantidades en el aire suelen ser pequeñas y no constituyen un peligro para la salud. La exposición a niveles más altos de torio puede ocurrir si una persona vive cerca de una instalación industrial que extrae, muele o fabrica productos con torio. El ^{232}Th en el suelo es un riesgo para la salud debido a la rápida acumulación de ^{228}Ra y su radiación gamma asociada. Además suele estar presente con su producto de desintegración ^{224}Ra , que producirá ^{220}Rn , también conocido como torón, y sus productos de desintegración que provocan la exposición pulmonar (EPA, 2017a).

Efectos a la salud

Solo una pequeña cantidad del torio que se inhala o ingiere en los alimentos, entra en la sangre. Algunas formas de torio pueden permanecer en los pulmones durante períodos prolongados, sin embargo, en la mayoría de los casos, la pequeña cantidad de torio que queda en sus pulmones dejará su cuerpo en pocos días por medio de las heces y la orina, el resto puede ingresar a sus huesos desde la sangre y permanecer allí durante muchos años, pues el cáncer de hueso es un efecto potencial para la salud debido al almacenamiento de torio en el sistema óseo (Kandlbinder et al., 2010).

Existe evidencia de investigación de que la inhalación de polvo de torio aumenta el riesgo de cáncer de pulmón y páncreas. Las personas expuestas al torio también tienen un mayor riesgo de cáncer de hueso porque el torio puede almacenarse en los huesos (NIH, 2019).

Numerosas investigaciones han demostrado que la actividad de ^{232}Th y ^{230}Th varía del 11 al 27% en los pulmones y del 55 al 70% en el esqueleto, y que las concentraciones de actividad más altas de torio se encontraron en los ganglios linfáticos, los pulmones y el esqueleto (E. Glover et al., 2001) (Kandlbinder et al., 2010).

2.9.4 Potasio

El potasio es un metal suave de color blanco plateado, se encuentra ampliamente en la naturaleza en suelos, rocas, arena, ríos, etc. Representa aproximadamente el 2,4% en peso de la corteza terrestre. El ^{40}K es un isótopo radiactivo natural, y existen dos isótopos estables (no radiactivos) de potasio, ^{39}K y ^{41}K . El ^{39}K comprende la mayor parte (aproximadamente el 93%) del potasio natural, y el ^{41}K representa esencialmente el resto (CNS, 2010).

El ^{40}K radiactivo comprende una fracción muy pequeña (alrededor del 0,012%) de potasio natural. Los residuos descompuestos de organismos animales y vegetales también contienen este radioisótopo. Como resultado del proceso de descomposición de las rocas y su meteorización, este puede migrar y seguir las rutas alimentarias, afectando finalmente la salud humana. Junto con el nitrógeno y el fósforo, el potasio es uno de los principales fertilizantes del suelo, por lo que los niveles de ^{40}K en los suelos están fuertemente influenciados por el uso de fertilizantes (Yadav et al., 2013).

Exposición

Existen varios isótopos radiactivos de potasio además del ^{40}K . Todos estos isótopos tienen vidas medias de menos de un día, por lo que no son motivo de preocupación. Este elemento se puede introducir en el cuerpo al beber agua, comer alimentos o respirar aire. Los seres humanos necesitan

potasio para mantener los procesos biológicos, y la mayoría (incluido el ^{40}K) se absorbe casi por completo al ingerirlo, pasando rápidamente del tracto gastrointestinal al torrente sanguíneo (Peterson et al., 2007) (Weaver, 2019).

Efectos a la salud

El ^{40}K puede presentar un peligro para la salud tanto externo como interno. La fuerte radiación gamma asociada con el proceso de desintegración por captura de electrones (que ocurre el 11% de las veces) hace que la exposición externa a este isótopo sea una preocupación. Mientras está en el cuerpo, este representa un peligro para la salud tanto por las partículas beta como por los rayos gamma. En el ambiente como dentro del cuerpo humano, este se comporta igual que el potasio ordinario, y además se considera es un elemento esencial para ambos. El ^{40}K que se ingiere se absorbe fácilmente en el torrente sanguíneo y se distribuye por todo el cuerpo, este se elimina del cuerpo con una vida media biológica de 30 días. El contenido de potasio del cuerpo está bajo un estricto control homeostático y no está influenciado por variaciones en los niveles ambientales. El peligro para la salud del ^{40}K está asociado con el daño celular causado por la radiación ionizante que resulta de la desintegración radiactiva, con el potencial general de inducción de cáncer (Peterson et al., 2007) (Wahba & Mohamed, 2011).

Tabla 1: Propiedades de los principales isótopos radiactivos¹

Isótopo	Vida media (años)	Abundancia natural (%)	Energía (MeV)		
			Alfa	Beta	Gamma
^{238}U	4.5×10^9	> 99	4.3	0.01	0.0014
^{226}Ra	1600	> 99	4.8	0.0036	0.0067
^{232}Th	1.4×10^{10}	> 99	4.0	0.0012	0.0013
^{40}K	1.25×10^9	0.012	-	0.52	0.16

¹Fuente: (Peterson et al., 2007).

Elaborado por: Autor.

2.10 Elementos NORM en materiales de construcción

El agotamiento de los recursos energéticos y las materias primas primarias conduce a la búsqueda de vías alternativas para producir materiales de construcción. En el desarrollo de nuevos materiales de construcción sintéticos, el uso de subproductos de varios sectores industriales se vuelve cada vez más una necesidad. Subproductos, como escoria y cenizas de fondo de centrales eléctricas de carbón; escoria sin procesar de la producción primaria de hierro; escorias de plomo, cobre y estaño de la producción primaria y secundaria; y los residuos de bauxita (lodo rojo) de la producción de aluminio, tienen propiedades interesantes para su uso en la construcción, pero en algunos casos, dependiendo de la concentración de actividad, pueden considerarse como materiales radiactivos naturales (NORM). Estos subproductos se pueden utilizar en cemento como materias primas alternativas o, en el caso de subproductos con un alto valor calórico, se pueden introducir como combustible alternativo, siendo típicamente incorporadas las cenizas restantes en el clinker de cemento (Schroeyers & Kovler, 2017).

La mayoría de los materiales de construcción, especialmente los de origen mineralógico, contienen radionucleidos naturales. Generalmente, la radiactividad en los materiales de construcción se origina en las cadenas de desintegración natural ^{238}U y ^{232}Th , así como en el radionúclido primordial ^{40}K . La exposición a la radiación externa por radiación gamma y la emisión de partículas beta, más la exposición interna debida a la inhalación de ^{222}Rn , causa una crónica exposición del público. Debido al aumento de permanencia de las personas en espacios habitacionales cerrados (en promedio, alrededor del 80% de las personas que viven en lugares cerrados permanecen en el interior), la exposición externa e interna causada por los materiales de construcción tiene una importancia creciente. Además, el aumento de producción de materiales de construcción que utilizan subproductos industriales y materiales residuales de la industria NORM

requiere la consideración y regulación fundamentada en la protección radiológica con respecto a la exposición crónica (Maringer et al., 2014).

2.10.1 NORM y TENORM

El material radiactivo de ocurrencia natural (NORM) se define como, “Materiales que pueden contener cualquiera de los radionucleidos primordiales o elementos radiactivos tal como se encuentran en la naturaleza, esto es U, Ra, Th, K y sus productos de desintegración radiactiva (EPA, 2017b).

El material radiactivo de ocurrencia natural y tecnológicamente mejorado (TENORM) se define como "Materiales radiactivos de origen natural que se han concentrado o expuesto al ambiente como resultado de actividades humanas". Por "Tecnológicamente mejorado" significa que las propiedades radiológicas, físicas y químicas del material radiactivo, se han concentrado o alterado aún más por haber sido procesado de una manera que aumenta el potencial de exposición humana y/o ambiental (EPA, 2017b), es así que la manipulación de NORM con fines económicos, como la minería, el procesamiento de minerales, la extracción de combustibles fósiles y la aviación comercial, puede conducir a la existencia de TENORM (Vearrier et al., 2009). La presencia de TENORM da como resultado un mayor riesgo de exposición humana a la radiactividad. Los trabajadores de las industrias productoras de TENORM pueden estar expuestos ocupacionalmente a radiaciones con actividades promedio que superan el nivel de exención recomendado por las normas de seguridad (El-Marakby et al., 2020).

2.11 Uso de cemento en la construcción

El cemento es un polvo inorgánico, con un tamaño de partícula muy fina, que cuando se mezcla con agua forma una pasta que fragua y endurece. Este endurecimiento se debe principalmente a la formación de hidratos de silicato de calcio (Ca_2SiO_4) como resultado de la reacción entre el agua de mezcla y los componentes del cemento. Debido a sus propiedades hidratantes, los cementos de construcción, que incluso fraguan y endurecen bajo el agua, a menudo se denominan cementos hidráulicos, el más importante de ellos es el cemento Portland (Stajanca & Estokavá, 2012).

Los cementos hidráulicos son los agentes aglutinantes en los hormigones, por lo tanto, son materiales de construcción comunes y de importancia crítica. El término hidráulico se refiere a la capacidad de un cemento para fraguar y endurecer con baja cantidad, o con exceso, de agua a través de la hidratación de los compuestos químicos o minerales constituyentes del cemento (Beaudoin & Odler, 2019)

2.11.1 Tipos de cemento

Hay más de diez tipos diferentes de cementos que se utilizan en la construcción, se diferencian en su composición y se fabrican para diferentes usos. Estos son cemento de endurecimiento rápido (RHC), cemento de fraguado rápido (QSC), cemento de bajo calor (LHC), cemento resistente al sulfato (SRC), cemento de escoria de alto horno (BFSC), cemento de alto contenido de alúmina (HAC), cemento blanco (WC), cemento coloreado (CC), cemento puzolánico (PzC), cemento incorporador de aire (AEC), cemento hidrofóbico (HpC), y cemento Portland (PC) (Dunuweera & Rajapakse, 2018).

Los cementos mezclados tienen los mismos usos que los portland tipos I, II, IV y V, pero generalmente no en lugar del portland tipo III. La norma de base actual es (ASTM C-1157, n.d.) (INEN 2380, 2011), que identifica los siguientes tipos de cemento de desempeño básico (esencialmente independientemente de la composición) para concreto y aplicaciones similares:

- Tipo GU: cemento de uso general (rendimiento equivalente al Tipo I en ASTM C-150).
- Tipo HE: cemento de alta resistencia temprana (rendimiento equivalente al Tipo III).
- Tipo MS: un cemento que proporciona una resistencia moderada a los sulfatos (es decir, equivalente al Tipo II).
- Tipo HS: un cemento que proporciona una alta resistencia a los sulfatos (es decir, equivalente al Tipo V).
- Tipo MH: un cemento que proporciona un calor moderado de hidratación (es decir, equivalente al Tipo II).
- Tipo LH: un cemento que proporciona un bajo calor de hidratación (es decir, equivalente al Tipo IV).

El cemento portland, es un tipo de cemento sin agregados, empleado para obras de construcción que no demandan ningún requisito en específico, este cemento, según la (NTE INEN 151, 2010), son producidos por pulverización del clinker, que consiste de acuerdo a su composición química, principalmente de silicatos de calcio hidráulicos y que contienen elementos como: Sulfato de calcio (CaSO_4), hasta 5% de piedra caliza y adiciones de proceso.

2.11.2 Consumo de cemento en Ecuador

Según el Instituto Ecuatoriano del Cemento y del Hormigón (INECYC, 2017) entre el 2005 y 2015, el consumo de cemento creció un 57.4% en el país, pasando de 3'715.500 toneladas a

5'848.418. En el año 2015 el consumo per cápita en Ecuador fue de 359,26 kilogramos, además según el INECYC en el año 2015 el país ocupó el tercer lugar en la región en cuanto a demanda de cemento gris por persona. El 2013 fue el año que existió un mayor consumo de toneladas métricas de cemento en el mercado ecuatoriano; sin embargo, cayó en un -9.62% en el 2015, en comparación al año anterior (gráfico 1).

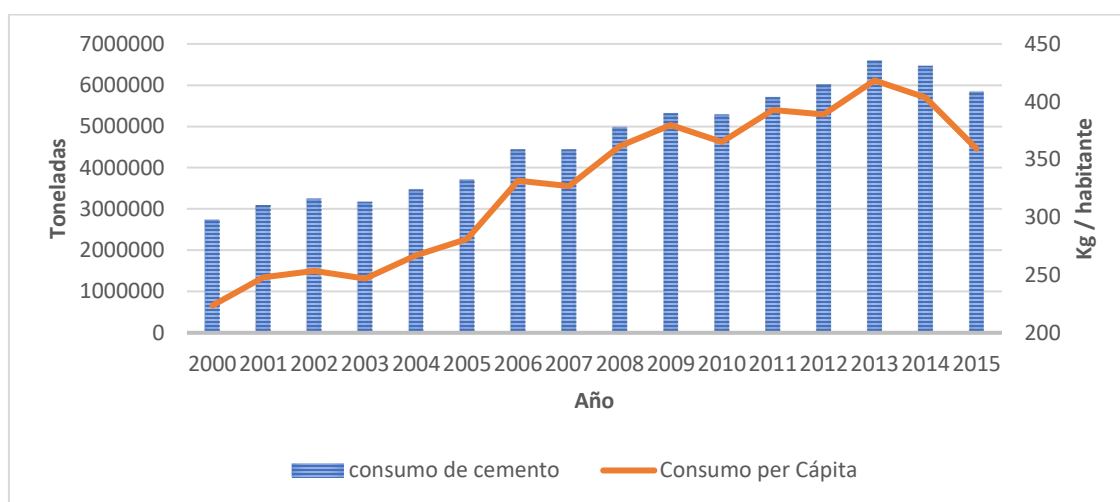


Gráfico 1: Consumo de cemento en Ecuador en el periodo 2000 al 2015

*Fuente: (INECYC, 2017)
Elaborado por: Autor*

Es evidente que en la región sierra el consumo anual de cemento en Ecuador es mayor, seguido de la Costa, el Oriente y con el menor consumo Galápagos. Azuay es la segunda provincia de la sierra con el mayor consumo de cemento con 458.694 toneladas métricas en el año 2012 después de Pichincha (gráfico 2, 3).

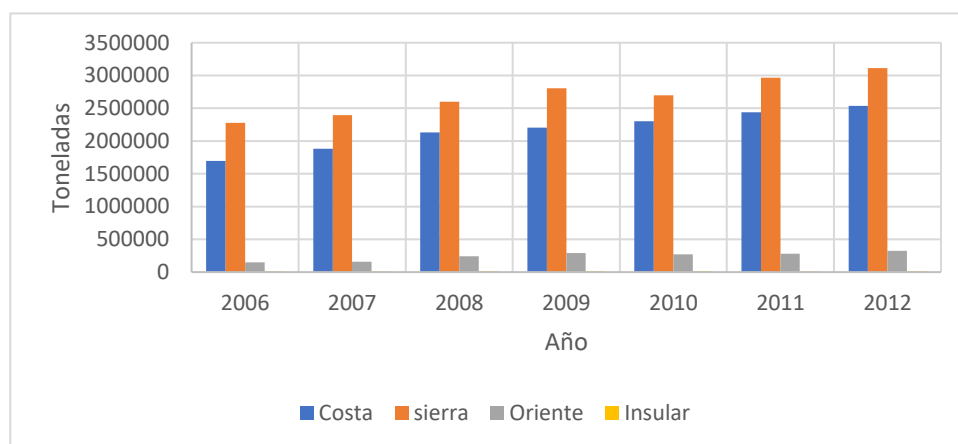


Gráfico 2: Comercialización anual de cemento gris por regiones en Ecuador, periodo 2006 al 2012

Fuente: (INECYC, 2017)

Elaborado por: Autor

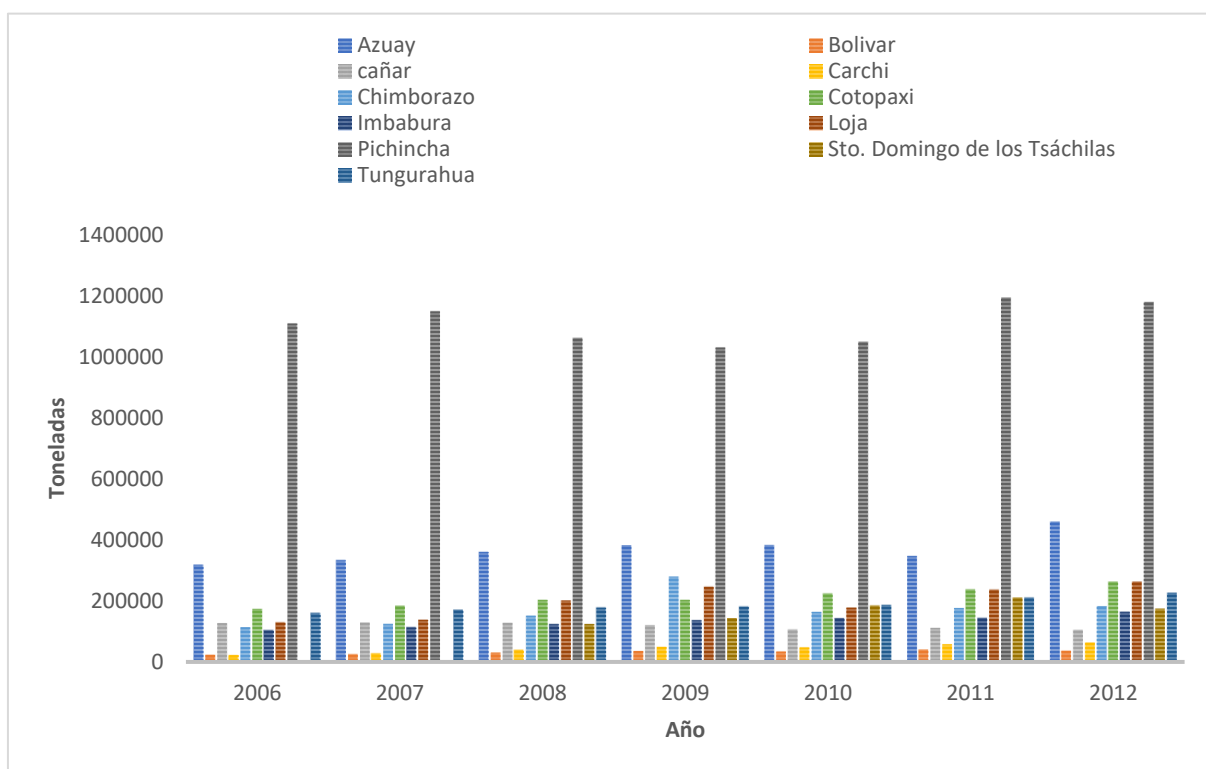


Gráfico 3: Comercialización anual de cemento gris en la región sierra del Ecuador, periodo 2006 al 2012

Fuente: (INECYC, 2017)

Elaborado por: Autor

2.12 Fabricación de cemento

Según Frederick (Frederick, 2020), la fabricación del cemento portland y se consideran tres fases que se conocen como procesos húmedo, seco y semiseco y se denominan así cuando las materias primas se muelen en húmedo y se introducen en el horno como una suspensión, se muelen en seco y se alimentan como un polvo seco, o se muelen en seco y luego humedecido para formar nódulos que se alimentan al horno. El proceso de fabricación según el autor antes mencionado se desarrolla de la siguiente manera (ver figura 20).

- **Extracción y procesamiento**

Las materias primas empleadas en la fabricación de cemento se extraen mediante canteras en el caso de rocas duras como calizas, pizarras y algunas lutitas, con ayuda de voladuras cuando sea necesario. Algunos depósitos se extraen por métodos subterráneos obteniendo rocas más blandas, como tiza y arcilla.

- **Molienda 1**

Todos los materiales, excepto los blandos, se trituran primero, a menudo en dos etapas, y luego se muelen. Esta trituración se realiza en húmedo o en seco, según el proceso que se utilice, pero para la trituración en seco, es posible que primero sea necesario secar las materias primas en secadores rotativos cilíndricos. Los materiales blandos se descomponen agitando vigorosamente con agua en molinos de lavado, produciendo una fina lechada, considerando la granulometría deseada.

- **Prehomogeneización**

En el proceso seco estas mezclas se almacenan en silos; los tanques de pulpa se utilizan en el proceso húmedo. La mezcla completa de los materiales secos en los silos se garantiza mediante la

agitación y la circulación vigorosa inducida por aire comprimido. En el proceso húmedo, los tanques de lechada se agitan por medios mecánicos o aire comprimido o ambos.

- **Horno**

La alimentación de materia prima, introducida en el extremo superior, desciende lentamente por el horno hasta el extremo inferior o de cocción. La temperatura en el extremo de la cocción varía de aproximadamente 1350 a 1550°C, dependiendo de las materias primas. El producto del proceso emerge del horno como pequeños nódulos de clínker, estos pasan a refrigeradores, donde el calor se transfiere al aire entrante y el producto se enfría. El clínker se puede moler inmediatamente para cementar o almacenar en pilas para su uso posterior.

- **Molienda 2**

Para regular el fraguado del cemento se añade una pequeña cantidad de yeso al clínker, se muelen hasta obtener un polvo fino en molinos horizontales similares a los que se utilizan para triturar las materias primas. El material puede pasar directamente a través del molino (molienda de circuito abierto), o el material más grueso puede separarse del producto molido y devolverse al molino para su molienda adicional (molienda de circuito cerrado). A veces, se agrega una pequeña cantidad de un coadyuvante de trituración al material de alimentación.

El cemento terminado se bombea neumáticamente a los silos de almacenamiento de donde se extrae para empaquetarlo en bolsas de papel o para enviarlo en contenedores a granel.

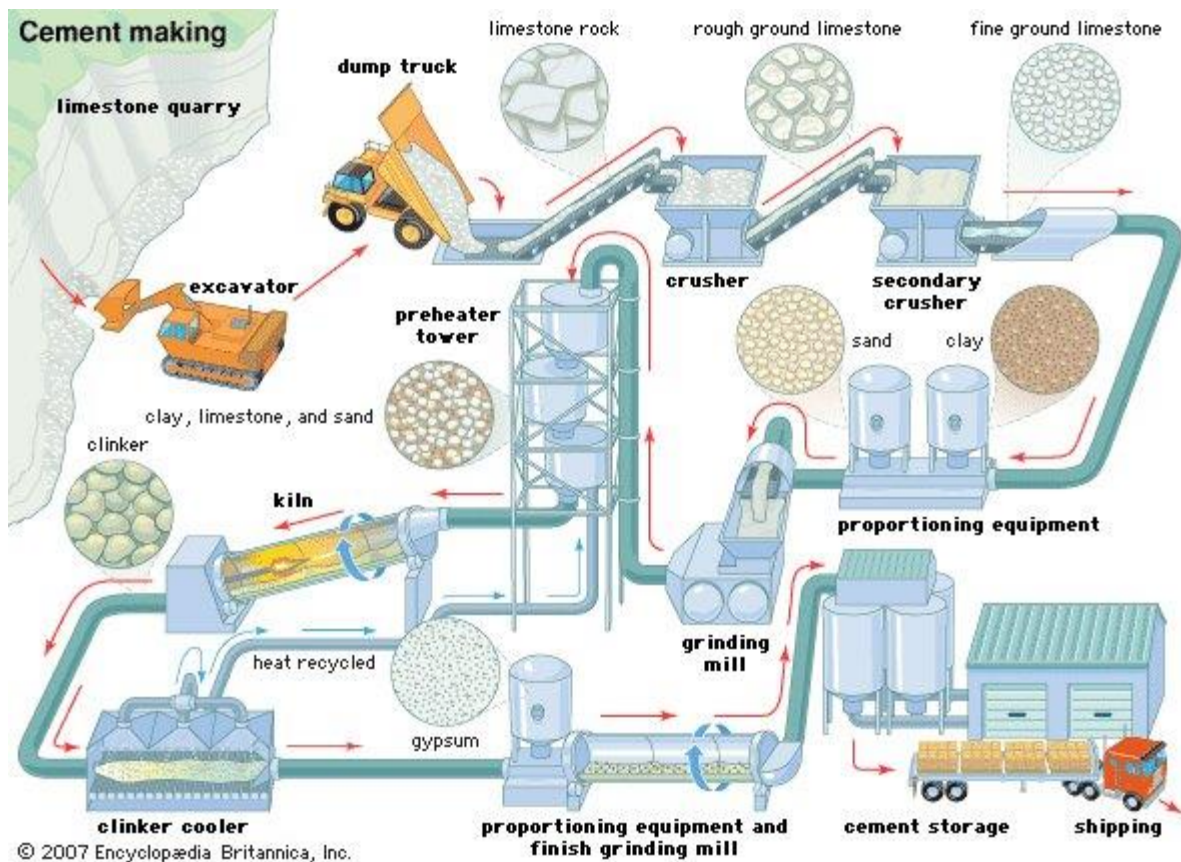


Figura 20: El proceso de fabricación del cemento, desde extracción y trituración de las materias primas, pasando por el tostado de los ingredientes molidos y mezclados, hasta el enfriamiento final y almacenamiento del producto terminado

Fuente: (Frederick, 2020)

2.12.1 Composición química del cemento

Durante el proceso de calcinación de la caliza, se producen las reacciones químicas que dan origen a los componentes del cemento. Cuando la temperatura en el horno de calcinación llega de 700 a 1080°C, la caliza se descompone en óxido de calcio (CaO) y gas carbónico (CO_2) (Frederick, 2020).

Posteriormente se efectúa la combinación de óxido de calcio con la sílice para formar los siguientes compuestos:

- Silicato dicálcico ($2\text{CaO}\cdot\text{SiO}_2$): Es el elemento que provee resistencia a largos plazos, porque su fraguado y endurecimiento son lentos.
- Silicato tricálcico ($3\text{CaO}\cdot\text{SiO}_2$): Confiere resistencia a edades tempranas y hasta los 28 días.
- Aluminato tricálcico ($3\text{CaO}\cdot\text{Al}_2\text{O}_3$): Genera calor en el proceso de hidratación y fraguado con elevada velocidad, produciendo retracciones de fraguado.
- Ferroaluminato tetracálcico ($\text{Al}_2\text{O}_3\cdot 4\text{CaO}\cdot\text{Fe}_2\text{O}_3$): Provee poca resistencia a largas edades y actúa como fundente en la fabricación del clinker y es el causante del color gris en el cemento.

2.13 Legislación respecto a NORM

Varios países han adoptado medidas que atiendan la necesidad de controlar la incidencia de la radiactividad natural en las personas, a continuación, se presentan algunas normativas vigentes:

- **Ecuador**

El Convenio N° 115 suscrito por el Gobierno Nacional y la Organización Internacional de Trabajo (OIT, 1960), respecto a la protección contra las Radiaciones Ionizantes en vigencia desde el 10 de mayo de 1972, es aplicable a todas las actividades que entrañen la exposición de trabajadores a radiaciones ionizantes en el curso de su trabajo, exhortando a adoptar medidas necesarias para obtener una protección eficaz.

Mediante el Decreto N° 3640 (Decreto N° 3640 - Ecuador, 1979), se emitió el “Reglamento de Seguridad Radiológica” cuya finalidad es proteger contra los efectos nocivos de las radiaciones ionizantes a la población, y en particular a las personas que trabajan con dichas radiaciones, abarcando en sus títulos principales 1) Protección contra la radiación, 2) Radioisótopos como fuentes abiertas, 3) Radioisótopos como fuentes selladas, 4) Máquinas de rayos x en general, 5) Máquinas de rayos x en medicina, 6) Máquinas generadoras de radiaciones y partículas nucleares de cualquier tipo, 7) Normas para el personal que trabaja en el campo de las radiaciones, 8) Disposiciones generales, 9) Disposiciones varias para el reglamento de seguridad radiológica.

A través del Acuerdo Ministerial 283 (Acuerdo Ministerial N° 283 - Ecuador, 2016), se expidió la “Norma Técnica para la Gestión Segura de los Desechos Radiactivos y Fuentes Radiactivas Selladas en Desuso” de cumplimiento obligatorio para todas las personas naturales o jurídicas, públicas, o privadas que generen o realicen actividades relacionadas con la gestión de desechos radiactivos, exentos, semiperiodo muy corto, de muy bajo nivel de radiación, de bajo nivel de radiación, de nivel medio de radiación y desechos de alta actividad, establecidos por la Organización Internacional de Energía Atómica.

Además, respecto al Acuerdo Ministerial N° 283, en su artículo 31, sobre la Gestión de NORM, establece que se procederá según lo establece el artículo 20 de la misma norma correspondiente al “Procesamiento de los Desechos Radiactivos desde su Recolección hasta su Tratamiento”, quedando exentos aquellos materiales cuya exposición signifiquen una dosis efectiva a trabajadores y miembros del público no mayores a 1 mSv/año y 0.3 mSv/año, respectivamente.

▪ **Estados Unidos**

La Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, 2015), ha realizado diversos estudios fundamentados en la radiactividad natural, para diagnosticar el riesgo que ofrece para la salud y el ambiente la radiación proveniente de los NORM generados en la industria, ya que la extracción y procesamiento de estos recursos pueden exponer o concentrar NORM, haciendo que se clasifiquen como TENORM, considerándose a la minería, la producción de energía, el tratamiento de agua y los materiales de consumo entre ellos los de construcción, como los principales sectores industriales:

Esta entidad ha considerado cuatro objetivos para intentar afrontar el problema:

- El sondeo de las industrias generadoras de NORM, especificando la composición de sus residuos y el riesgo asociado.
- La verificación de los procesos donde hacen uso de NORM, considerando la disposición temporal de los residuos, la composición y el riesgo asociado.
- El trabajo conjunto con otras organizaciones que también enfrentan el problema, incluidos estados, y otras agencias federales, industrias, grupos ambientalistas y organizaciones internacionales.

Según (Piedecausa-García & Payá, 2011), algunos Estados norteamericanos han valorado la importancia de controlar los NORM abarcando tanto al material como al terreno que haya sido objeto de contaminación con sustancias radiactivas.

▪ **Canadá**

En Canadá, los NORM están regulados por los gobiernos provinciales y territoriales, cada uno con sus propias regulaciones específicas sobre el manejo y eliminación del material. Las

Directrices Canadienses para el Manejo de Materiales Radiactivos Naturales han sido desarrolladas por el Comité de Protección Radiológica Territorial Provincial Federal (FPTRPC, 2000) para armonizar estándares en todo el país y asegurar un control apropiado sobre NORM.

Las guías “Canadian Guidelines for the Management of Naturally Occurring Radioactive Materials” (NORM) se basan en normas internacionales más recientes recomendadas por la Comisión Internacional de Protección Radiológica (ICRP) y por la Comisión Canadiense de Seguridad Nuclear (CNSC).

Un principio básico de estas directrices es la “uniformidad de protección”, considerando que se deben aplicar los mismos criterios de exposición a la radiación cuando los trabajadores o el público estén expuestos a nuevas fuentes o modos de radiación de actividades que involucren NORM, así como también para la exposición a la radiación de actividades reguladas por la CNSC. Esto se aplica a los casos en los que NORM se encuentra en su estado natural y a los casos en los que la concentración se ha incrementado durante el procesamiento.

Las directrices canadienses establecen el desarrollo de un programa de gestión que resume los requisitos para administrar los NORM. La clasificación del lugar de trabajo se establece por la dosis máxima anual recibida tanto por los miembros del público como por los trabajadores en el lugar de trabajo. La clasificación de una fuente NORM individual se establece por la dosis anual que puede recibir un miembro del público debido a la exposición, al envío o la práctica de eliminación.

- **Unión Europea**

A nivel de la Unión Europea existen en la actualidad distintas normativas relacionadas con los materiales radiactivos naturales utilizados en el campo de la construcción, algunas como:

Radiation Protection 112. Radiological protection principles concerning the natural radioactivity of buildings materials, 1999.

Esta normativa que rige la Comisión Europea (European Commission, 1999), establece requisitos esenciales para las obras de construcción, considerando que estas deben diseñarse y construirse de tal manera que la emisión de radiación peligrosa no sea una amenaza para la salud de los ocupantes. Los controles de la radiactividad de los materiales de construcción se basan en los siguientes criterios y principios radiológicos:

- Las dosis que excedan más de 1mSv/año sólo pueden ser aceptadas en casos excepcionales donde los materiales son usados localmente.
- Se establece un nivel de exención si las radiaciones gamma derivan hacia una dosis anual máxima de 0,3mSv/año.
- Se sugiere un índice de medida de la actividad radiactiva para la identificación de aquellos materiales que es necesario controlar.

Euratom Basic Safety Standards Directive 2013.

La presente normativa (Council Directive /59/Euratom, 2013), se aplica a cualquier situación de exposición planificada, existente o de emergencia que implique un riesgo de exposición a radiaciones ionizantes que no pueda ignorarse desde el punto de vista de la protección radiológica o del medio ambiente con vistas a la protección de la salud humana a largo plazo.

Esta Directiva se aplica en particular a:

a) La fabricación, producción, procesamiento, manipulación, eliminación, uso, almacenamiento, almacenamiento, transporte, importación y exportación de material radiactivo de la Comunidad;

b) La fabricación y el funcionamiento de equipos eléctricos que emitan radiaciones ionizantes y que contengan componentes que funcionen con una diferencia de potencial superior a 5 kilovoltios (kV);

c) Actividades humanas que impliquen la presencia de fuentes naturales de radiación que provoquen un aumento significativo de la exposición de los trabajadores o miembros del público, en particular:

(d) La exposición de los trabajadores o miembros del público al radón en interiores, la exposición externa de los materiales de construcción y los casos de exposición duradera como resultado de las secuelas de una emergencia o una actividad humana pasada.

(e) La preparación, la planificación de la respuesta y la gestión de situaciones de exposición de emergencia que se considere que justifican la adopción de medidas para proteger la salud de los miembros del público o de los trabajadores.

“Radiation Protection 122. Practical use of the concepts of clearance and exemption. Part II. Application of the concepts of exemption and clearance to natural radiation sources”, 2002.

Esta normativa que aplica la Comisión Europea (European Commission, 2002), pone a disposición un criterio de exención en función de las dosis efectivas anuales máximas, además

establece las industrias que deben ser motivo de control relacionado a sus emisiones radiactivas demostrando los radionucleidos que predominan y las concentraciones habituales.

Ofrece una guía sobre la aplicación de los conceptos de informe, autorización, niveles de exención y acreditación en la ocupación laboral donde la presencia de fuentes de radiación natural lleve a un aumento significativo de la exposición de trabajadores y la población en general.

2.14 La espectroscopia de rayos gamma

La espectroscopia de rayos gamma se utiliza ampliamente en muchos laboratorios de todo el mundo para determinar y cuantificar radionúclidos naturales y artificiales, para mediciones radiactivas, como análisis de muestras ambientales y experimentos de activación. Esta técnica se puede realizar utilizando diferentes tipos de detectores, especialmente detectores de germanio de alta pureza (HPGe) y detectores de yoduro de sodio NaI (TI) activado por talio (El-Gamal et al., 2019).

2.14.1 Detector NaI (TI)

La estructura del detector NaI (TI) consiste en un monocristal de yoduro de sodio activado con talio acoplado ópticamente al fotocátodo de un tubo fotomultiplicador. Cuando un rayo gamma entra en el detector, interactúa provocando la ionización del yoduro de sodio. Esto crea estados de excitación en el cristal que decaen al emitir fotones de luz visible. Esta emisión se llama centelleo. El dopaje del cristal con talio es fundamental para cambiar la longitud de onda de los fotones de luz al rango sensible del fotocátodo. Después del inicio del destello de luz, la intensidad del centelleo decae aproximadamente exponencialmente en el tiempo, con una constante de tiempo de caída de 250 ns. Rodeando el cristal de centelleo hay una carcasa delgada de aluminio, con una

ventana de vidrio en la interfaz con el fotocátodo, para proporcionar un sello hermético que protege el NaI higroscópico contra la absorción de humedad. El interior del aluminio está revestido con un revestimiento que refleja la luz para mejorar la fracción de luz que llega al fotocátodo (ORTEC, 2010).

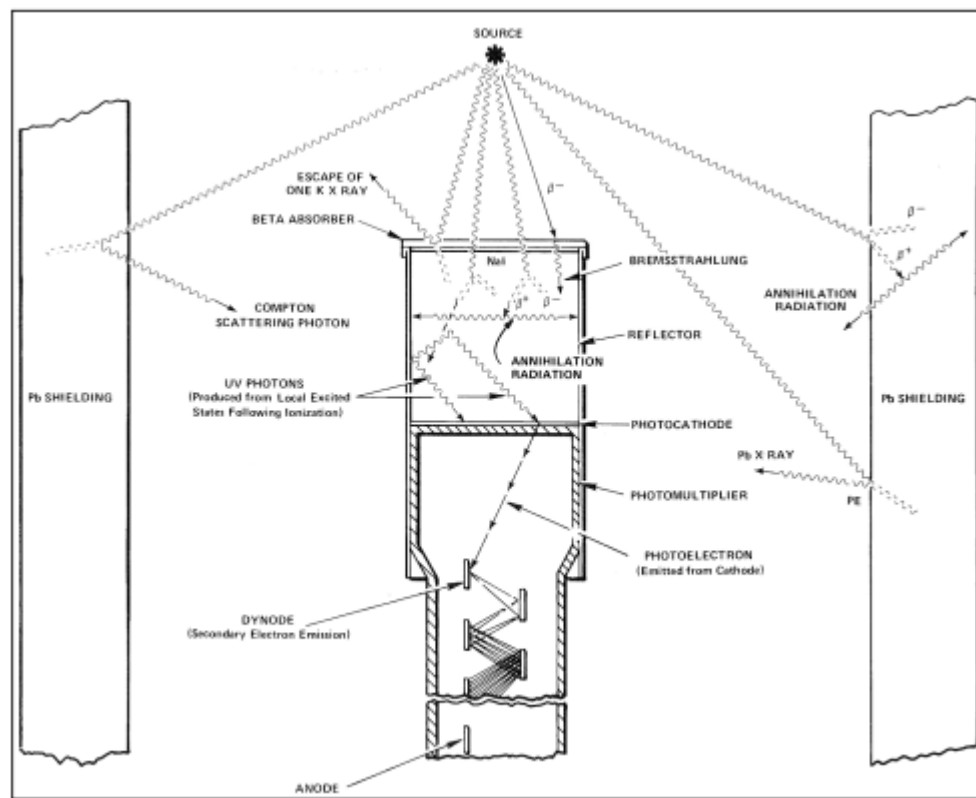


Figura 21: Estructura del detector de NaI (Tl) y varios tipos de interacciones de rayos gamma que se producen

Fuente: (ORTEC, 2010)

En el fotocátodo, los fotones de centelleo liberan electrones a través del efecto fotoeléctrico. El número de fotoelectrones producidos es proporcional al número de fotones de centelleo, que, a su vez, es proporcional a la energía depositada en el cristal por el rayo gamma. El resto del tubo fotomultiplicador consta de una serie de dinodos encerrados en el tubo de vidrio al vacío. Cada dínodo está polarizado a un voltaje más alto que el dínodo anterior mediante un suministro de alto

voltaje y una escalera de polarización resistiva en la base del tubo fotomultiplicador. Debido a que el primer dínodo está polarizado a un voltaje considerablemente más positivo que el fotocátodo, los fotoelectrones se aceleran hasta el primer dínodo. Cuando cada electrón golpea el primer dínodo, el electrón ha adquirido suficiente energía cinética para eliminar de 2 a 5 electrones secundarios. Por tanto, el dínodo multiplica el número de electrones en el pulso de carga. Los electrones secundarios de cada dínodo son atraídos al siguiente dínodo por el voltaje más positivo en el siguiente dínodo. Este proceso de multiplicación se repite en cada dínodo, hasta que la salida del último dínodo se recoge en el ánodo (ORTEC, 2010).

En la salida del amplificador lineal, la altura del pulso es proporcional a la energía depositada en el centellador por el rayo gamma detectado. El analizador multicanal (MCA) mide las alturas de pulso entregadas por el amplificador y las clasifica en un histograma para registrar el espectro de energía producido por el detector NaI (Tl). En la figura 22, se aprecia el diagrama del sistema de espectroscopia de rayos gamma con detector de NaI (ORTEC, 2010) (Akkurt et al., 2014).

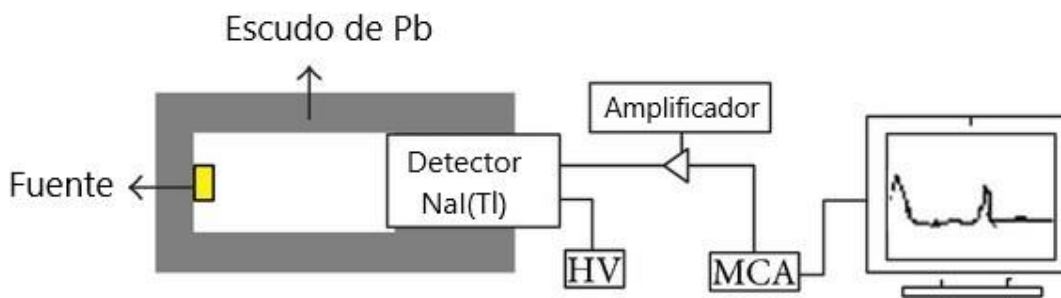


Figura 22: Diagrama del sistema de espectroscopia de rayos gamma con detector de NaI (Tl).

Fuente: (Akkurt et al., 2014)

2.14.2 Interacciones de rayos gamma con la materia

Según Lynnebakken (Lynnebakken, 2014b), la energía de un rayo γ viene dada por la expresión:

$$E = h\nu \quad (8)$$

Donde “ h ” es una constante fundamental, conocida como constante de Planck y “ ν ” es la frecuencia de la radiación. Se puede considerar que la radiación consiste en pequeños paquetes de energía llamados cuantos o fotones. La energía del fotón γ varía de 0,1 a aproximadamente 2 a 3 MeV.

Además, Lynnebakken, explica que los rayos gamma y los rayos X se absorben de manera diferente a las partículas α , cuando los rayos γ penetran en un material, la intensidad de la radiación (I) disminuye según una fórmula exponencial:

$$I(x) = I_0 * e^{-\mu x} \quad (9)$$

Donde “ x ” es la profundidad en el material y “ μ ” es el coeficiente de absorción (μ describe cómo la radiación disminuye por unidad de longitud para cada tipo de material).

Existen cuatro mecanismos de interacción de los fotones con la materia y tres de ellos son los medios por los cuales se detectan los fotones. Los cuatro mecanismos son:

- Absorción fotoeléctrica.
- Dispersión Compton.
- Producción de pares.

2.14.3 Efecto fotoeléctrico

En el efecto fotoeléctrico, la energía del fotón es totalmente absorbida por el átomo y posteriormente transferida a un electrón orbital, que luego es expulsado del átomo con una energía cinética dada por:

$$E_e = E_\gamma - E_b \quad (10)$$

Donde E_γ es la energía del fotón incidente y E_b es la energía de enlace del electrón. La vacante creada por la expulsión del fotoelectrón de una capa se llena con un electrón de una capa con menor energía de enlace, seguido de la emisión de un rayo X característico con energía igual a la diferencia en las energías de enlace de las dos capas. Nuevamente, en algunos casos se puede emitir un electrón Auger en lugar de los rayos X (Verhey & Petti, 2010).

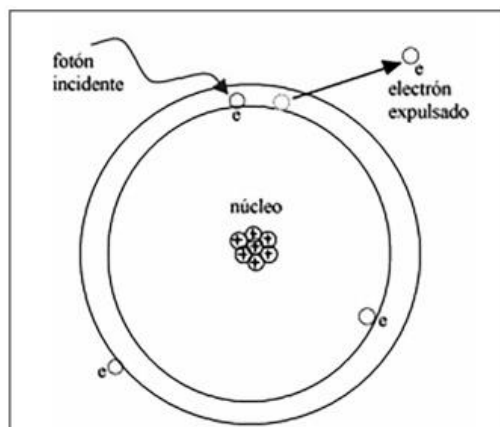


Figura 23: Representación esquemática del efecto fotoeléctrico

Fuente: (Calzada & Cerecetto, 2019)

2.14.4 Efecto Compton

La dispersión de Compton es un proceso en el que el fotón incidente interactúa con un electrón orbital como si fuera una partícula libre, ya que la energía de enlace es pequeña en comparación

con la energía del fotón. La dinámica de la interacción puede describirse como una interacción de dispersión de partículas típica, en la que el fotón transfiere parte de su energía al electrón y se dispersa en un ángulo con respecto a la dirección de incidencia. El electrón es expulsado en un ángulo θ con respecto a la dirección de avance. La energía del fotón disperso de Compton saliente es igual a la diferencia entre la energía del fotón incidente y la energía transferida al electrón (Verhey & Petti, 2010).

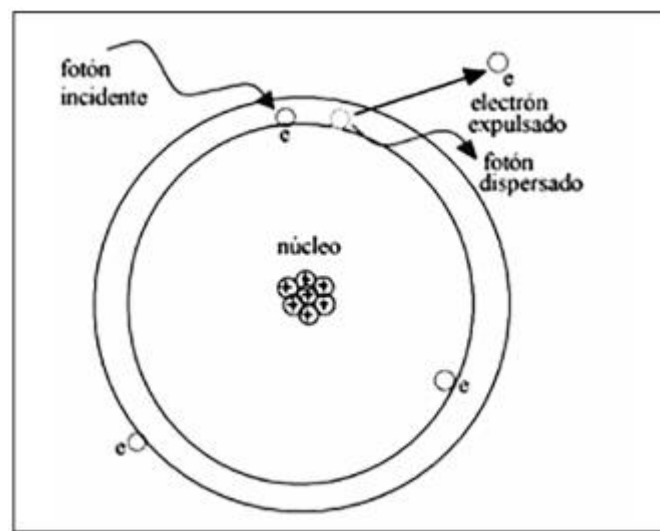


Figura 24: Representación esquemática del efecto compton

Fuente: (Calzada & Cerecetto, 2019)

2.14.5 Creación de pares

La creación de pares es una interacción de un fotón con el campo electromagnético de un núcleo en el que la energía del fotón se convierte en un electrón (e^-) y un positrón (e^+). Dado que la masa en reposo de cada una de estas partículas es de 0,511 MeV, el umbral de energía para la producción de pares es de 1,02 MeV. La energía cinética compartida total de este par de partículas es solo la energía del fotón menos 1.02 MeV. El coeficiente de atenuación de masa para la producción de

pares aumenta logarítmicamente con la energía por encima del umbral. Posteriormente a la producción del par de positrones de electrones, el positrón tiene una alta probabilidad de combinarse con un electrón libre durante el proceso de pérdida de energía en el medio, y convertir la masa combinada e^+ , e^- en un par de fotones de aniquilación, cada uno de energía 0.511 MeV, que dejará la región de aniquilación en direcciones opuestas (Verhey & Petti, 2010).

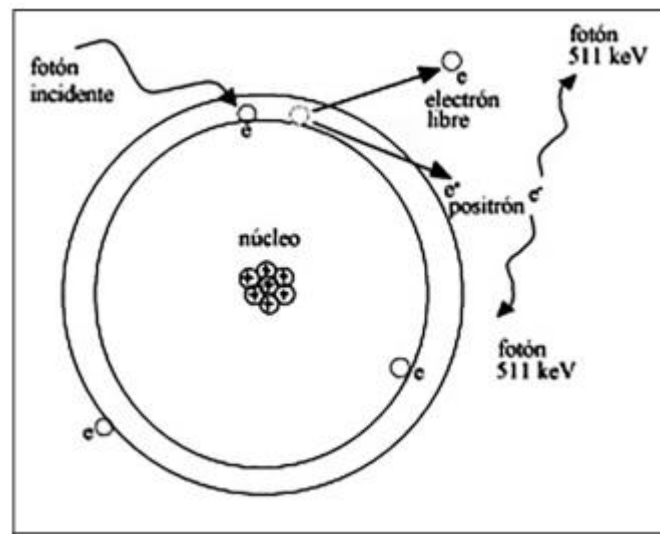


Figura 25: Representación esquemática del efecto creación de pares

Fuente: (Calzada & Cerecetto, 2019)

2.15 Magnitudes dosimétricas

2.15.1 Dosis absorbida

La dosis absorbida (D), es la cantidad física fundamental utilizada en protección radiológica para cuantificar la exposición a todos los tipos de radiación ionizante, siendo el cociente de d_e por d_m , donde d_e es la energía media impartida por la radiación ionizante a la materia de masa d_m , por lo tanto está expresada en julios por kilogramo (J / kg), y la unidad de medición es Gy (ICRP, 2010) (Menzel & Harrison, 2012).

$$D = \frac{d\bar{\epsilon}}{dm} \quad (11)$$

2.15.2 Dosis equivalente

La dosis equivalente, es la dosis absorbida en un órgano o tejido multiplicada por un coeficiente adecuado (tabla 2) según el tipo de radiación está expresada en J/kg, y su unidad de medida es sieverts (Sv) (ICRP, 2010) (De La Ubeda et al., 2018).

$$H_{T,R} = W_R * D_{T,R} \quad (12)$$

Donde $D_{T,R}$ es la dosis absorbida promedio debido a la radiación R en un tejido y órgano T, y W_R es el factor de ponderación de la radiación.

2.15.3 Dosis efectiva

Medida del riesgo de aparición de efectos a largo plazo de la radiación ionizante en el cuerpo, los órganos y los tejidos humanos, teniendo en cuenta su sensibilidad a la radiación, por ende su definición está dada por el producto de la dosis equivalente (H) recibida por cierto tejido u órgano, y el factor de ponderación del mismo (W_T) (tabla 3), su unidad de medida es el sievert (Sv) (ICRP, 2010) (Krivosheev & Kolbasov, 2018).

$$E = W_T * H_T \quad (13)$$

Tabla 2: Factores de ponderación de la radiación^{1, 2}

Tipo y rango de energía ²	Factor de ponderación de radiación (W_R)
Fotones	1
Electrones y muones	1
Protones y piones cargados	2
Partículas alfa, fragmentos de fisión, iones pesados	20
Neutrones	Función continua de la energía del neutrón:
	$W_R \begin{cases} 2.5 + 18.2 e^{-[\ln(E_n)]^2/6}, & E < 1 \text{ MeV} \\ 5.0 + 17.0 e^{-[\ln(2E_n)]^2/6}, & 1 \text{ MeV} \leq E_n \leq 50 \text{ MeV} \\ 2.5 + 3.25 e^{-[\ln(0.04E_n)]^2/6}, & E_n > 50 \text{ MeV} \end{cases}$

¹Fuente: (GSR, 2016)

²Todos los valores están relacionados a la radiación incidente en el cuerpo o, para fuentes internas, emitida desde la fuente.

Tabla 3: Factores de ponderación del tejido

Tejido u órgano	Factor de ponderación del tejido	
	W_T	$\sum W_T$
Médula ósea (roja), colon, pulmón, estómago, mama, tejidos restantes ^a	0.12	0.72
Gónadas	0.08	0.08
Vejiga, esófago, hígado, tiroides	0.04	0.16
Superficie ósea, cerebro, glándulas salivales, piel	0.01	0.04
	Total	1.00

¹Fuente: (GSR, 2016)

^a El W_T de los tejidos restantes (0,12) se aplica a la dosis media aritmética recibida en esos 13 tejidos y órganos de cada sexo: glándulas suprarrenales, región extratorácica, vesícula biliar, corazón, riñones, nódulos linfáticos, músculo, mucosa oral, páncreas, próstata (hombre), intestino delgado, bazo, timo, útero/cuello del útero (mujer).

Tabla 4: Límites de dosis recomendadas^{1, 2}

Aplicación	Dosis límite anual	
	Ocupacional	Público
Dosis efectiva	20 mSv por año, promediado durante periodos definidos de 5 años ³	1 mSv/año ⁴
Dosis equivalente anual		
En el cristalino del ojo	20 mSv, promediado durante periodos definidos de 5 años	15 mSv/año
La piel ⁵	500 mSv/año	50 mSv/año
Las manos y pies	500 mSv/año	-

¹Fuente:(GSR, 2016)

²Los límites se aplican a la suma de las dosis pertinentes de la exposición externa en el período especificado y la dosis comprometida de 50 años (hasta los 70 años para los niños) de las ingestas en el mismo período.

³Con la disposición adicional de que la dosis efectiva no debe exceder los 50 mSv en un solo año. Se aplican restricciones adicionales a la exposición ocupacional de mujeres embarazadas.

⁴En circunstancias especiales, se podría permitir un valor más alto de dosis efectiva en un solo año, siempre que el promedio durante 5 años no exceda 1 mSv por año.

⁵Los límites de dosis equivalentes para la piel se aplican a la dosis promedio sobre 1 cm² de la zona de la piel más altamente irradiada. La dosis en la piel también contribuye a la dosis efectiva, siendo esta contribución la dosis media en toda la piel multiplicada por el factor de ponderación del tejido correspondiente a la piel.

3. MARCO METODOLÓGICO

El desarrollo experimental se llevó a cabo con el análisis de 3 marcas de cemento hidráulico tipo GU, que se distribuyen comúnmente en la ciudad de Cuenca, Provincia del Azuay.

3.1 Toma de muestras

Las muestras se obtuvieron en distintas tiendas distribuidoras de cemento gris en la ciudad de Cuenca, cada muestra con un peso de 2 kg, las mismas que se etiquetaron de la siguiente manera:

Tabla 5: Etiquetas de las muestras de estudio

Marca	Etiqueta
Cemento hidráulico tipo GU ₁	C ₁
Cemento hidráulico tipo GU ₂	C ₂
Cemento hidráulico tipo GU ₃	C ₃

Fuente: Autor

3.2 Materiales y equipos

Para la ejecución de este estudio, se hizo uso de los siguientes materiales y equipos:

- *Espectrómetro Gamma – Beta y Alpha (TRIO)*
- *Estufa (memmert)*
- *Balanza analítica*
- *Computador*
- *Marinelli (1l)*
- *Recipientes de aluminio (570 ml)*
- *Fundas Ziploc® (26.8 cm x 24.1 cm x 6.6 cm - polietileno)*
- *Cemento - C₁, C₂ y C₃*

3.3 Tratamiento de la muestra

Se recogieron muestras de cemento gris de 3 marcas (en adelante denominadas: C₁, C₂, C₃) que se comercializan comúnmente en la ciudad de Cuenca, provincia del Azuay, estas muestras se guardaron en bolsas de polietileno Ziploc® con su respectivo etiquetado, y luego llevadas al *Laboratorio de Radiactividad y Toxicología Ambiental* de una Universidad Politécnica Salesiana, sede Cuenca.

Estas muestras en forma de polvo se deshidrataron en la estufa a 110°C por 24 horas, siguiendo el protocolo utilizado por (Ravisankar et al., 2012) (Raghu et al., 2020). Realizado este proceso las muestras de cemento C_1 , C_2 , y C_3 se colocaron en los envases Marinelli₁, Marinelli₂, y Marineli₃ respectivamente hasta el límite que define 1L en este, cuyo peso de la muestra representa 880g. Las muestras se dejaron 15 minutos a temperatura ambiente antes de la medición.



Figura 26: Muestras de cemento hidráulico tipo GU en el Marinelli de 1L

Fuente: Autor

3.4 Número de mediciones

Según Posadas (Posadas, 2019), en metrología es menester determinar el número necesario de repeticiones para realizar una medición significativa. Esta decisión impacta por un lado en la disminución de los errores aleatorios al incrementar el número de repeticiones, y, por consiguiente,

al incrementar el número de repeticiones aumentar la inversión de tiempo en la medición. Por otro lado, si se reduce el número de repeticiones en la medición, se disminuye el tiempo requerido en la misma, sin embargo, se sacrifica el número de grados de libertad de la incertidumbre tipo A, y como consecuencia se tiene un menor conocimiento de la distribución de probabilidad de la población de la cual provienen las muestras (mediciones).

La Teoría de Medidas nos dice que inicialmente hay que realizar 3 medidas de la magnitud (número de medidas $N = 3$). Posterior a ello, se calcula la media aritmética de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^N x_i}{N} \quad (14)$$

Donde x_i es el valor de cada una de las mediciones realizadas.

Se calculó la dispersión (D) de las medidas, que es la diferencia entre el valor máximo y el mínimo obtenidos. Posteriormente se calculó el porcentaje de dispersión (T) como se muestra en la siguiente expresión:

$$T = \frac{V_{max} - V_{min}}{\bar{x}} * 100 \quad (15)$$

De acuerdo al porcentaje de dispersión (T) se determinó el número total de medidas necesarias, según se recoge en la tabla 6:

Tabla 6: Número total de medidas de acuerdo con el porcentaje de dispersión

D	T	N	X ₀	Δx
D < S		3	$\bar{X}_N = \frac{\sum_{i=1}^N x_i}{N}$	S
D > S	T ≤ 2%	3		S
	2% ≤ T ≤ 8%	6		$\max = \left\{ \frac{D_6}{4}, S \right\}$
	8% ≤ T ≤ 15%	15		Δx
	15% ≤ T	> 50		$= \sqrt{\frac{\sum_{i=0}^N (x_i - \bar{x}_N)^2}{N * (N - 1)}}$

Fuente: (Posadas, 2019)

De acuerdo a la tabla 6, se estableció la casuística que puede darse, siendo S que representa la sensibilidad del aparato de medida.

3.5 Análisis de laboratorio

La determinación de las concentraciones de actividad de los radionucleidos naturales en los materiales de construcción se midieron basado en los principios de la espectrometría gamma (Kayakökü et al., 2016). La espectrometría gamma es un método comparativo y, por lo tanto, incluye muchos parámetros que son específicos de la muestra de prueba y las circunstancias de medición (Michalik et al., 2018).

3.5.1 Equipo de medición

Se utilizó el equipo “espectrómetro gamma-, beta- y alfa- (TRIO)” (en adelante denominado "espectrómetro"), el mismo que está diseñado para medir la distribución de energía de la radiación

gamma y beta, así como la actividad de los radionucleidos emisores de gamma, beta y alfa, es un instrumento diseñado para usarse en condiciones de laboratorio (Baltic Scientific, 2019).

Este espectrómetro se aplicó para medir la actividad específica de los radionucleidos naturales emisores de rayos gamma (^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K) en muestras de cemento hidráulico tipo GU.



Figura 27: Espectrómetro TRIO ensamblado

Fuente: (Baltic Scientific, 2019)

3.5.2 Especificaciones del espectrómetro

En el presente cuadro se detalla los principales criterios del espectrómetro utilizado:

Tabla 7: Especificaciones del espectrómetro TRIO

Parámetro	Valor
Rango de energía (keV)	
Para radiación gamma	40-3000
Para radiación beta	65-4000
Para radiación alfa	1500-10000
Resolución de energía relativa en la línea 661,7 keV, medida con fuente de radionúclidos Cs-137 (%)	De 3 a 12 según el tipo de detector
Rendimiento máximo (cps)	$> 5 \times 10^4$
No linealidad integral en el rango de energía gamma de 40 a 3000 keV (%)	1
No linealidad integral en el rango de energía beta de 65 a 4000 keV (%)	2
Inestabilidad de las indicaciones del espectrómetro (característica de conversión de energía) durante 24 horas de funcionamiento continuo (%)	± 1

Fuente: (Baltic Scientific, 2019)

3.5.3 Condiciones de funcionamiento del espectrómetro

Para un correcto funcionamiento del espectrómetro, es necesario tener en cuenta algunos de los parámetros cuyos valores deben estar de acuerdo a las especificaciones de funcionamiento.

Tabla 8: Condiciones de funcionamiento del espectrómetro

Parámetro	Valor
Rango de temperatura ambiente	+10° ... ±40 °C
Humedad relativa del aire	Hasta (70±3) %
Presión atmosférica	Dentro de 101±5 kPa
Intensidad de los campos magnéticos de las frecuencias de la red permanente y variable	Hasta 40 A/m

Fuente: (Baltic Scientific, 2019)

3.5.4 Componentes del espectrómetro

Se hizo uso de los siguientes componentes para la respectiva medición:

- Analizador multicanal BINOM.



Figura 28: Analizador multicanal BINOM

Fuente: (Baltic Scientific, 2019)

- Unidades de detección de rayos gamma GCD-30185.



Model	Efficiency, %	Energy resolution		Peak/ Compton ratio	Peak Shape	
		122 keV, (eV)	1.33 MeV, (keV)		FW.1M FWHM	FW.02M FWHM
GCD - 10 175	10	825	1.75	41:1	1.9	2.65
GCD - 15 180	15	825	1.80	46:1	1.9	2.65
GCD - 20 180	20	850	1.80	51:1	1.9	2.65
GCD - 25 185	25	850	1.85	55:1	1.9	2.65
GCD - 30 185	30	875	1.85	58:1	1.9	2.65
GCD - 35 190	35	875	1.90	60:1	1.9	2.65
GCD - 40 190	40	895	1.90	62:1	1.9	2.65
GCD - 50 190	50	895	1.90	64:1	1.9	2.65
GCD - 60 200	60	1000	2.00	68:1	2.0	3.00
GCD - 70 200	70	1000	2.00	73:1	2.0	3.00
GCD - 80 210	80	1000	2.10	77:1	2.0	3.00
GCD - 100 220	100	1000	2.10	81:1	2.0	3.00
GCD - 120 220	120	1000	2.10	83:1	2.0	3.00
GCD - 140 220	140	1100	2.20	86:1	2.0	3.00
GCD - 160 220	160*	1150	2.20	88:1	2.0	3.00

* Detectors with higher efficiency are available

Figura 29: Detector GCD – 30185

Fuente: (Baltic Scientific, 2019)

- Adaptador AC / DC;
- Blindaje de plomo.

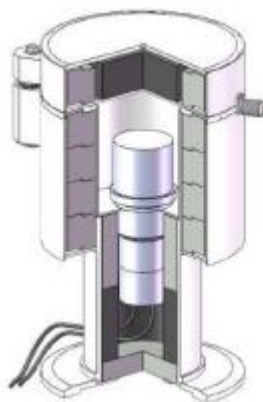


Figura 30: Blindaje de plomo

Fuente: (Baltic Scientific, 2019)

- Paquete de software analítico.



Figura 31: Software GammaPRO

Fuente: (Baltic Scientific, 2019)

- Computadora.

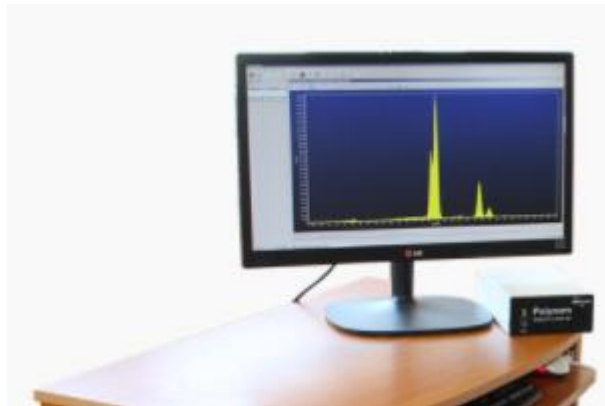


Figura 32: Computadora

Fuente: (Baltic Scientific, 2019)

3.5.5 Análisis radiométrico

3.5.5.1 Consideraciones previas

Previo a la medición es importante considerar algunas recomendaciones:

- Limpiar adecuadamente el Marinelli, para evitar una posible contaminación.
- Limpiar el detector cuidadosamente.
- Colocar la muestra en el Marinelli hasta el límite máximo de altura definido por el mismo.
- Tener en cuenta de ubicar todos los parámetros requeridos en la medición.
- Medir el fondo espectral.
- Revisar el alto voltaje (HV) al cual va a funcionar el detector.
- De acuerdo a las recomendaciones de fábrica del espectrómetro, este estará listo para funcionar 30 minutos después del inicio de la fuente de alimentación de HV.

3.5.6 Calibración por energía

Antes de la medición, se debe realizar la calibración por energía del espectrómetro, esto es obtener la relación entre el valor de energía del radionúclido con el número de canal del analizador, y está dado por la siguiente ecuación:

$$E_{\gamma} = A + B * Ch \quad (16)$$

Donde E_{γ} es la energía de los rayos gamma, Ch es el número de canal espectral para el centro del pico correspondiente a E_{γ} (generalmente el canal con el número máximo de cuentas), A y B son constantes que se determinarán para la calibración.

Los espectros de fuentes estándar de radiación γ se introducen para este propósito, en otras palabras, el espectro que participa en la calibración de energía, debe contener varios picos bien formados, por ende, se realizó la calibración con ^{137}Cs y ^{40}K , tomando un tiempo de medición de 86 400 segundos (Ver anexo A).



Figura 33: Fuentes de ^{137}Cs y ^{40}K

Fuente: Autor

3.5.7 Calibración por eficiencia

La calibración de un espectrómetro por eficiencia se realizó utilizando las medidas de actividad que reproducen la geometría y propiedades de absorción de rayos gamma de la muestra contable. Esta calibración se basa en conseguir una la relación entre la tasa de emisión gamma de la muestra y la tasa de detección del detector, a partir de aquello es posible determinar la actividad de las muestras a partir del número de detecciones de cada fotopico. Para este fin se utilizaron fuentes estándar radiactivas de ^{226}Ra , ^{232}Th y ^{40}K , las mismas que producen emisiones de rayos gamma y cubren una amplia gama de energía (Ver anexo B).

3.5.8 Parámetros de medición

Para el análisis respectivo se definieron los siguientes parámetros de medición:

Tabla 9: Parámetros de medición definidos para el análisis^l

Parámetro	Detalle
Tiempo preajustado	86400 s
Peso de la muestra	880 g
Volumen del Marinelli	1 L

Alto Voltaje	700 V
Tipo del detector	Gamma
Nombre del tracto	GCD-30185
Número de canales	16000
Tipo de cálculo	Actividad (Bq); Actividad específica (Bq/Kg)
Error	
	L 1.96
	Q 0.1

¹Fuente: (Baltic Scientific, 2019)

3.5.8.1 Procedimiento

De acuerdo con la técnica desarrollada por algunos expertos (Ravisankar et al., 2012) (Raghu et al., 2020), todas las muestras seleccionadas se sometieron a análisis espectral gamma con un tiempo de recuento de 86 400 segundos, se empleó un detector de NaI (TI) con un blindaje de plomo adecuado. Las muestras se colocaron en un Marinelli y posteriormente se situó sobre el detector. Las concentraciones de varios nucleidos de interés se determinaron en Bq, y B/kg utilizando los espectros de conteo. Los espectros se adquirieron durante 86 400 segundos para cada una de las muestras a analizar.

- Medición del fondo

Según Barrera (Barrera et al., 2008), el fondo en espectrometría gamma, hace referencia al aporte de un espectro de la radiación que no procede de la muestra, y es atribuible a factores, como:

- Presencia de radionúclido en materiales de construcción del laboratorio donde reposa el espectrómetro.
- Presencia de radionúclidos en el entorno del detector.
- Radiación cósmica.

Se midió el fondo con el objetivo de evaluar las posibles interferencias de la radiación ajena a la muestra, de tal forma que se realice la diferencia entre el espectro obtenido y el espectro de fondo, así se obtenga valores certeros que represente la radiación emitida por la muestra de interés.

- Análisis de espectros

Los espectros resultados de las mediciones se analizaron haciendo uso del “manual gammaPRO”, donde se trabajó con el análisis de picos independientes, tal como se muestra en la figura 34, 35:

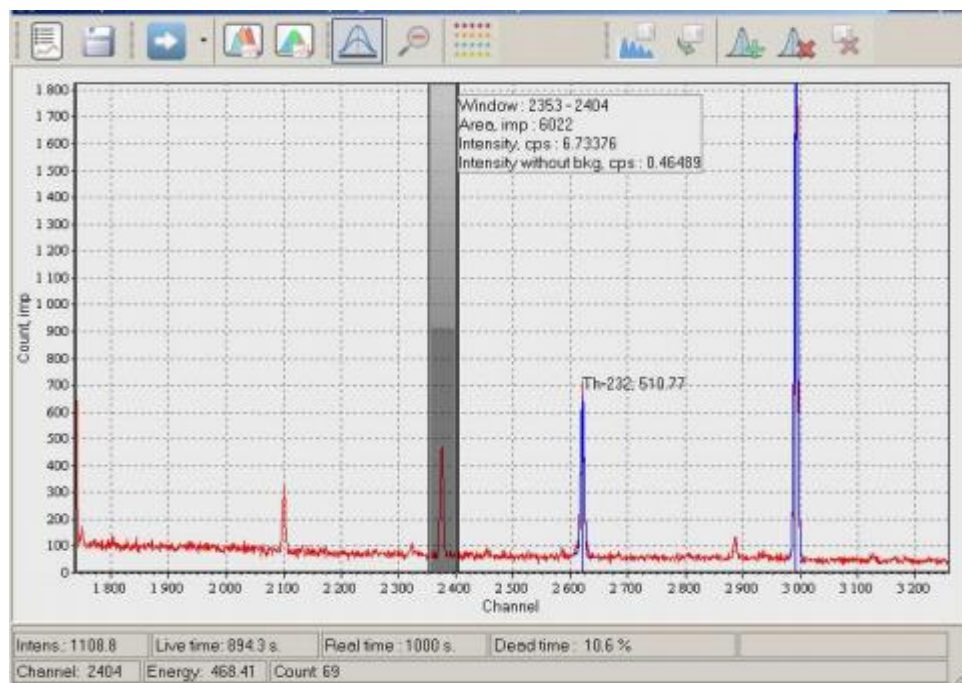


Figura 34: Espectro resultado de una medición

Fuente: (Baltic Scientific, 2019)

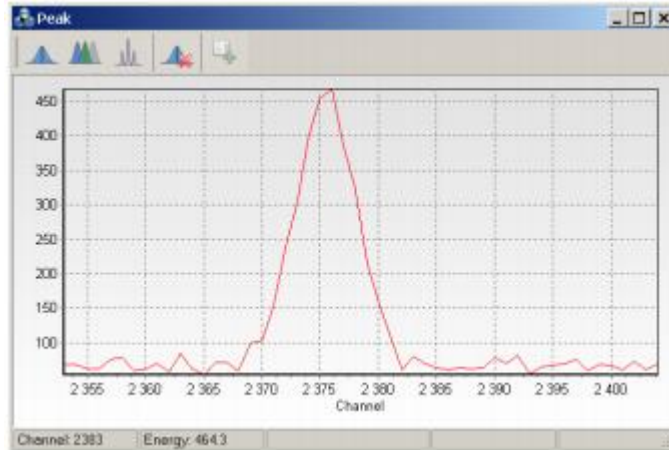


Figura 35: Pico independiente de un espectro

Fuente: (Baltic Scientific, 2019)

Un pico encontrado tiene un contorno de curva gaussiana como se muestra en la figura 35. Hay un título en cada pico cerca de la curva gaussiana que describe el mismo (figura 34), si se ha identificado correctamente, este el título contiene información de energía y el nombre del radionúclido.

3.6 Estimación del riesgo radiológico

Para la estimación del riesgo radiológico, se utilizó los criterios del índice gamma, la tasa de dosis gamma absorbida, la tasa de dosis efectiva anual, el exceso de cáncer de por vida, y el radio equivalente.

3.6.1 Índice gamma

Los niveles peligrosos de radiación gamma asociados con los radionucleidos naturales en las muestras de materiales de construcción se evaluaron mediante el índice de nivel de radiactividad “I_γ” (Kayakökü et al., 2016), establecidos por (European Commission, 1999) & (UNSCEAR, 2008). El nivel representativo de los valores de I_γ se estimó de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$I_{\gamma} = \frac{C_{Ra}}{300 \text{ Bq/kg}} + \frac{C_{Th}}{200 \text{ Bq/kg}} + \frac{C_K}{3000 \text{ Bq/kg}} \quad (17)$$

Donde C_{Ra} , C_{Th} , C_K son las concentraciones de actividad ^{226}Ra , ^{232}Th y ^{40}K (Bq/kg), respectivamente, en el cemento. El índice no debe exceder los valores dados en la Tabla 10, dependiendo del criterio de dosis, la forma y la cantidad de material utilizado en un edificio.

Tabla 10: Valores del índice gamma sugeridos por la Comisión Europea ^{1, 2}

Criterio de dosis	0.3 mSv/año	1 mSv/año
Materiales utilizados en grandes cantidades, p. Ej. ladrillos	$I_{\gamma} \leq 0.5$	$I_{\gamma} \leq 1$
Materiales superficiales y otros de uso restringido: baldosas, tableros, etc.	$I_{\gamma} \leq 2$	$I_{\gamma} \leq 6$

¹Fuente: (European Commission, 1999).

²Estos valores se han definido teniendo en cuenta las formas y cantidades típicas en las que se utiliza el material en un edificio.

3.6.2 Tasa de dosis gamma absorbida (ADR)

La tasa de dosis gamma absorbida (AD_R , por sus siglas en inglés) en el aire para una habitación modelo con dimensiones 4 m x 5 m x 2.8 m, cuyo espesor y densidad de la estructura es de 20 cm y 2350 kg/m³ respectivamente, la exposición a los rayos gamma para la distribución uniforme de radionucleidos, se calculó en base de las directrices proporcionadas por la Comisión Europea y UNSCEAR (European Commission, 1999) (UNSCEAR, 2008). La tasa de dosis absorbida al aire

libre (nGy/h) de la radiación gamma se calculó después de aplicar los factores de conversión (en nGy/h por Bq/Kg) para transformar las actividades específicas del Ra, Th y K en tasa de dosis absorbida (UNSCEAR, 2008) (Varshney et al., 2010) (Raghu et al., 2020), y se determinó de acuerdo a la siguiente ecuación:

$$AD_R(nGy/h) = 0.92A_{Ra} + 1.1A_{Th} + 0.0807A_K \quad (18)$$

Dónde:

- 0.92 (nGy/h), 1.1 (nGy/h), 0.0807 (nGy/h), son los coeficiente de dosis para la conversión de ^{226}Ra (Bq/Kg), ^{232}Th (Bq/Kg), ^{40}K (Bq/Kg) respectivamente (European Commission, 1999).
- A es la actividad específica de cada elemento radiactivo.

Tabla 11: Dosis de radiación gamma promedio ponderado de la población mundial¹

Espacio de ocupación	Dosis absorbida de radiación gamma promedio mundial (nGy/h)
Interior	84
Exterior	59

¹Fuente: (UNSCEAR, 2008)

3.6.3 Tasa de dosis efectiva anual (ED_R)

Para la estimación de las dosis efectivas anuales (ED_R, por sus siglas en inglés), se consideró el coeficiente de conversión de la dosis absorbida en el aire a la dosis efectiva y el factor de ocupación en interiores. En el informe del UNSCEAR (UNSCEAR, 2008), se utiliza 0,7 Sv/Gy para el coeficiente de conversión de la dosis absorbida en el aire a la dosis efectiva recibida por los adultos y 0,8 para el factor de ocupación en interiores, es decir, la fracción de tiempo que se pasa en interiores y exteriores es 0.8 y 0.2, respectivamente.

La tasa de dosis efectiva en unidades de mSv/año se calculó considerando lo establecido por los recomendado por el UNSCEAR (UNSCEAR, 2008), y según varios expertos (Varshney et al., 2010) (Ravisankar et al., 2012) (Raghu et al., 2020), de acuerdo a las siguientes formulas:

Interiores:

$$ED_R(mSv/año) = AD_R(nGy/h) * 24h * 365d * 0,8 * 0,7(Sv/Gy) * 10^{-6} \quad (19)$$

Exterior:

$$ED_R(mSv/año) = AD_R(nGy/h) * 24h * 365d * 0,2 * 0,7(Sv/Gy) * 10^{-6} \quad (20)$$

Dónde:

- AD_R (nGy/h), es la tasa de dosis gamma absorbida
- 0.2 es el factor de ocupación exterior
- 0.8 es el factor de ocupación interior
- 365, los días del año

La dosis efectiva de radiación gamma promedio mundial no debe ser superior a 0.48 mSv/año, según lo recomendado por el UNSCEAR (UNSCEAR, 2008).

3.6.4 Exceso de riesgo de cáncer de por vida

Se estimó el exceso de riesgo de cáncer de por vida (ELCR, por sus siglas en inglés) para cuantificar los riesgos de desarrollar un cáncer mortal (Mohammed & Ahmed, 2017). El exceso de riesgo de cáncer de por vida (ELCR) se determinó mediante la siguiente fórmula (Kayakökü et al., 2016) (Raghu et al., 2020):

$$ELCR = AEDE * D_L * D_F \quad (21)$$

Donde AEDE, D_L y R_F son la dosis efectiva anual equivalente, la esperanza de vida, que en Ecuador en promedio es de 77.3 años, según las proyecciones del (INEC, 2013), y el factor de riesgo (0.05 Sv^{-1}), respectivamente. El factor de riesgo se define como el riesgo de cáncer mortal por sievert. Para efectos estocásticos, la Comisión Internacional De Protección Radiológica (ICRP, por sus siglas en inglés) utiliza un valor de 0.05 para el público (ICRP, 1990) (Taskin et al., 2009) (Ravisankar et al., 2012) (Kayakökü et al., 2016). Según el UNSCEAR (UNSCEAR, 2000) el límite recomendado respecto al exceso de riesgo de cáncer de por vida es de 0.29×10^{-3} .

3.6.5 Radio equivalente

Para representar los niveles de actividad de ^{226}Ra , ^{232}Th y ^{40}K en una sola cantidad, que tiene en cuenta los peligros de radiación asociados con ellos, se empleó un índice radiológico común. Este índice se denomina actividad de radio equivalente (Ra_{eq}) (Ravisankar et al., 2012):

$$Ra_{eq} = \left(\frac{A_{Ra}}{370} + \frac{A_{Th}}{259} + \frac{A_K}{4810} \right) * 370 \quad (22)$$

Donde:

- A_{Ra} , A_{Th} y A_K son las actividades específicas de ^{226}Ra , ^{232}Th y ^{40}K , respectivamente.

El riesgo radiológico de la radiactividad ambiental en un material se evalúa a través de varios modelos de estimación de peligros y uno de ellos es el R_{eq} . Según la Agencia para la Energía Nuclear de la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económicos (NEA-OECD, 1979) y Tufail (Tufail, 2012) la concentración de actividad de 259 Bq/kg para el ^{232}Th y 4 810 Bq/kg para el ^{40}K son equivalentes a 370 Bq/kg de ^{226}Ra , y en estas cantidades, cada uno de estos radionúclidos da una dosis efectiva de 1.5 mGy por año.

Por lo tanto, R_{eq} es un índice único para describir la salida gamma de diferentes mezclas de radionucleidos en un material, dicho de otra manera, en lugar de poner límites a cada radionucleido en un material, es posible establecer un límite regulador único en el R_{eq} de los radionucleidos en el material (Xinwei, 2004). El valor límite recomendado para el radio equivalente, según lo establece OECD (NEA-OECD, 1979) es de 370 Bq/kg.

CAPÍTULO III

4. Resultados y discusión

4.1 Resultados

En esta sección se muestran los resultados obtenidos en forma tabulada y gráfica que describen detalladamente y dan cumplimiento a los objetivos propuestos. En efecto se expone el producto de los análisis realizados en la determinación de NORM en las tres marcas de cemento, la estimación del riesgo radiológico asociado y la comparación de estos resultados como indicadores de riesgo radiológico del uso de este como material de construcción.

4.1.1 Análisis de pruebas preliminares

El análisis de pruebas preliminares se las realizó con el objetivo de determinar el número mínimo de mediciones para un apropiado análisis estadístico del contenido de radionucleidos presentes en las muestras de cemento:

- **Elementos radiactivos en las muestras de cemento.**

De acuerdo al análisis de espectros para las 3 marcas de cemento, se logró determinar los siguientes radionucleidos que se muestra en la tabla 12 y figura 36.

Tabla 12: Elementos radiactivos encontrados en las muestras de cemento: C₁, C₂ y C₃.

Cemento hidráulico tipo GU	Radionúclidos
C ₁	Ra-226
	Th-232
	K-40
C ₂	Ra-226
	Th-232
	K-40
C ₃	Ra-226
	Th-232
	K-40

Fuente: Autor

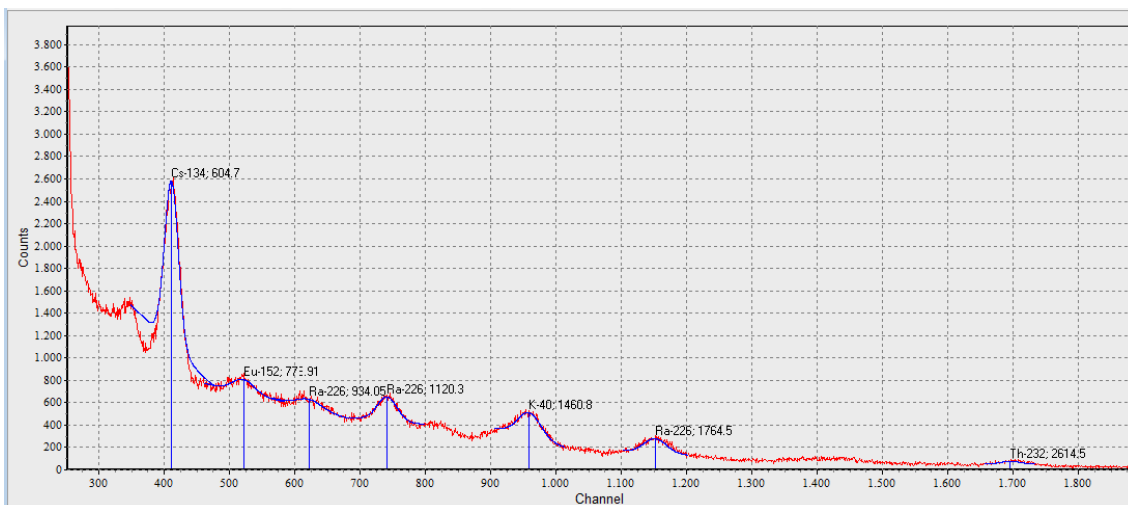


Figura 36: Espectro resultante de la medición: Los cementos C_1 , C_2 y C_3 muestran el mismo modelo de espectro

Fuente: Autor

De acuerdo a estos resultados, se consideró para el análisis matemático los valores obtenidos de radionucleidos naturales (^{226}Ra , ^{232}Th y ^{40}K) manteniendo los criterios planteados para este estudio, y considerando que el ^{134}Cs y ^{150}Eu son isótopos radiactivos artificiales producto de una fisión nuclear (Lynnebakken, 2014a) (NEA-OECD, 1979) (European Commission, 1999) (UNSCEAR, 2008) (Ravisankar et al., 2012) (Shoeib & Thabayneh, 2014) (Shala et al., 2017) (Raghu et al., 2020), por lo tanto los resultados siguientes van a enfocados a estos 3 elementos primordiales.

Los fotopicos de rayos gamma correspondientes a 1460.8 keV (^{40}K), 934.05, 1120.3 y 1764.5 keV de ^{214}Bi , y 2614.5 keV de ^{208}Tl se consideraron para determinar la actividad de ^{40}K , ^{226}Ra y ^{232}Th en el tiempo de medición de 84600 segundos.

- **Determinación del número adecuado de mediciones**

Una vez realizado los tres análisis preliminares para la determinación del número de mediciones necesarias, se obtuvo el porcentaje de dispersión (T), cuyos valores están por debajo del 2% y entre (2 y 8) % (tabla 6). De acuerdo a estos valores y según lo establecido en la relación matemática descrita en el apartado 3.4, se optó por un número de 6 mediciones para cada muestra de cemento (C₁, C₂ y C₃).

Tabla 13: análisis preliminar para la determinación del número mínimo de mediciones

Actividad (Bq)				
C ₁	M ₁ ¹	M ₂ ¹	M ₃ ¹	(T) % ²
Ra-226	65.92	70.55	71.45	7.98
K-40	632.9	645.5	629.1	2.58
Th-232	14.85	14.94	14.73	1.42

¹Mediciones realizadas

²Porcentaje de dispersión

Fuente: Autor

4.1.2 Actividad y actividad específica

En la tabla 14 se muestra los resultados correspondientes a las 6 mediciones realizadas en iguales condiciones (parámetros de medición), teniendo en cuenta los radionúclidos ²²⁶Ra, ²³²Th y ⁴⁰K.

Tabla 14: Actividad del ^{226}Ra , ^{232}Th y ^{40}K

Muestra	Radionúclido	Actividad (Bq)					
		M_1^*	M_2^*	M_3^*	M_4^*	M_5^*	M_6^*
C1	Ra-226	65.92±0.03	70.55±0.03	71.45±0.03	64.55±0.03	70.89±0.03	71.45±0.03
	K-40	632.9±0.02	645.5±0.02	629.1±0.02	632.9±0.02	645.5±0.02	628.9±0.02
	Th-232	14.85±0.07	14.94±0.07	14.73±0.07	14.69±0.07	14.94±0.07	14.99±0.07
C2	Ra-226	86.26±0.02	83.17±0.02	79.51±0.02	85.04±0.03	83±0.02	79.9±0.02
	K-40	784.7±0.02	808.3±0.02	787.1±0.02	784.7±0.02	811.6±0.02	785.1±0.02
	Th-232	19.04±0.06	16.83±0.07	19.35±0.06	18.6±0.06	16.83±0.07	19.34±0.06
C3	Ra-226	101.6±0.03	100.7±0.03	99.79±0.03	101.8±0.03	100.6±0.03	101.07±0.03
	K-40	225.2±0.03	214.7±0.03	239±0.03	223±0.03	214.8±0.03	236.3±0.03
	Th-232	7.181±0.13	7.527±0.12	7.617±0.12	7.191±0.13	7.572±0.12	7.941±0.12

* Número de mediciones realizadas

Fuente: Autor

El software del espectrómetro gamma, arrojó como resultados de las actividades específicas los siguientes valores que se muestran en la tabla 15.

Tabla 15: Actividad específica

Muestra	Actividad específica (Bq/Kg)		
	^{226}Ra	^{232}Th	^{40}K
C ₁	77.22±0.03	16.59±0.07	710.11±0.02
C ₂	92.49±0.02	20.47±0.06	886.34±0.02
C ₃	114.69±0.03	8.53±0.12	256.25±0.03

Fuente: Autor

Según los datos reportados para actividad específica en la tabla 15, y en el gráfico 4, se deduce que, entre los radionucleidos analizados, el ^{40}K es el más abundante en las 3 marcas de cemento

estudiadas, seguido por el ^{226}Ra , y ^{232}Th respectivamente. Además se aprecia que la concentración de ^{226}Ra sobrepasa los límites permitidos para C_1 , C_2 y C_3 , y para el ^{40}K las muestras de C_1 y C_2 superan los límites permitidos para materiales de construcción propuestos por el UNSCEAR (UNSCEAR, 1993) (UNSCEAR, 2000) a excepción del ^{232}Th que está por debajo de los límites permitidos para todas las muestras, y del ^{40}K en la muestra C_3 , siendo los valores límites para el ^{226}Ra , ^{232}Th y ^{40}K , de 50 , 50 y 500 Bq/Kg respectivamente.

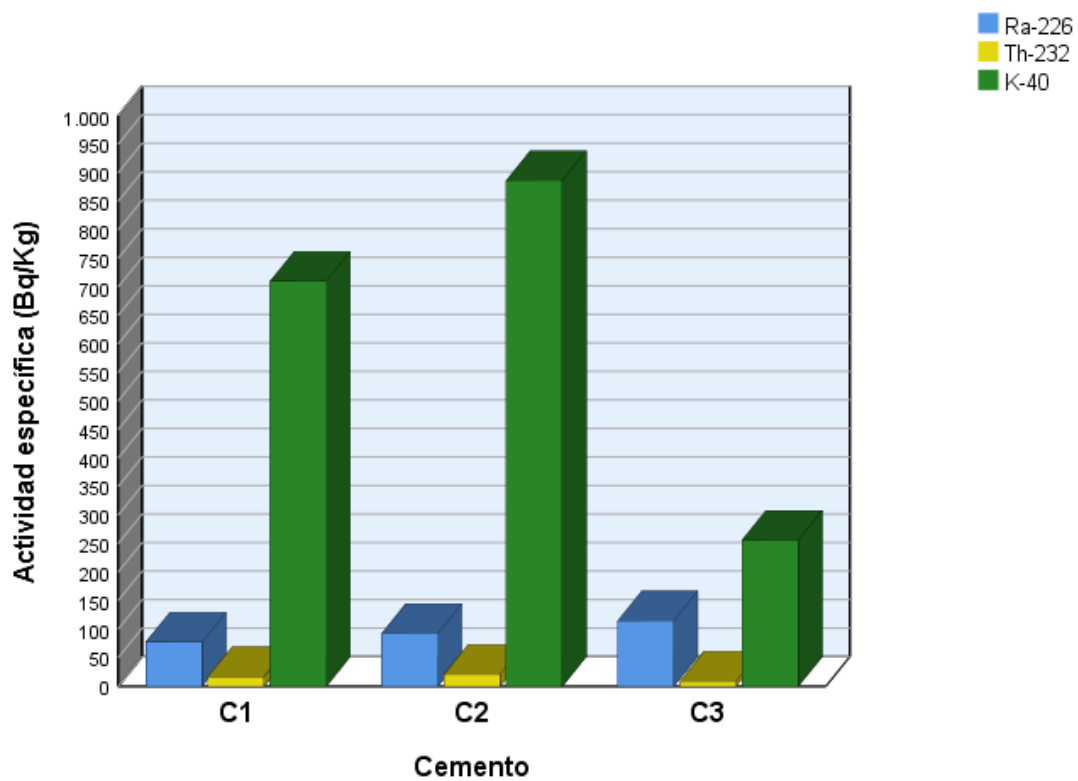


Gráfico 4: Actividad específica para C_1 , C_2 y C_3

Fuente: Autor

4.1.3 Riesgo radiológico

La estimación del riesgo radiológico asociado al cemento, se puede estimar considerando los valores obtenidos del cálculo del Radio equivalente (Ra_{eq}), el Índice Gamma (I_γ), la Tasa de dosis absorbida (AD_R), la Tasa de dosis efectiva anual (ED_R) y la estimación del exceso de riesgo de cáncer de por vida (ELCR), cuyos resultados se los presenta en la tabla 16.

Tabla 16: Indicadores del riesgo radiológico asociado al cemento

Muestra	Ra_{eq} (Bq/kg)	I_γ	AD_R (nGy/h)	ED_R (mSv/año)		ELCR $\times 10^{-3}$
				Interior	Exterior	
C ₁	155.62	0.58	146.10	0.72	0.18	2.77
C ₂	190.02	0.71	178.52	0.88	0.22	3.38
C ₃	146.62	0.51	135.40	0.66	0.17	2.57

Fuente: Autor

Radio equivalente.

Las concentraciones de actividad de Ra_{eq} estimadas para las muestras de cemento analizadas, son de 155.62 (Bq/kg), 190.02 (Bq/kg), y 146.62 (Bq/kg) para C₁, C₂ y C₃ respectivamente. Según la OECD (NEA-OECD, 1979), los valores de Ra_{eq} en los materiales de construcción deben ser inferiores a 370 Bq/kg para un uso seguro, por ende este estudio sostiene que todos los valores de Ra_{eq} están por debajo del límite aceptable (gráfico 5), considerando los criterios teóricos que se describen en el apartado 3.6.5 respecto a este parámetro calculado.

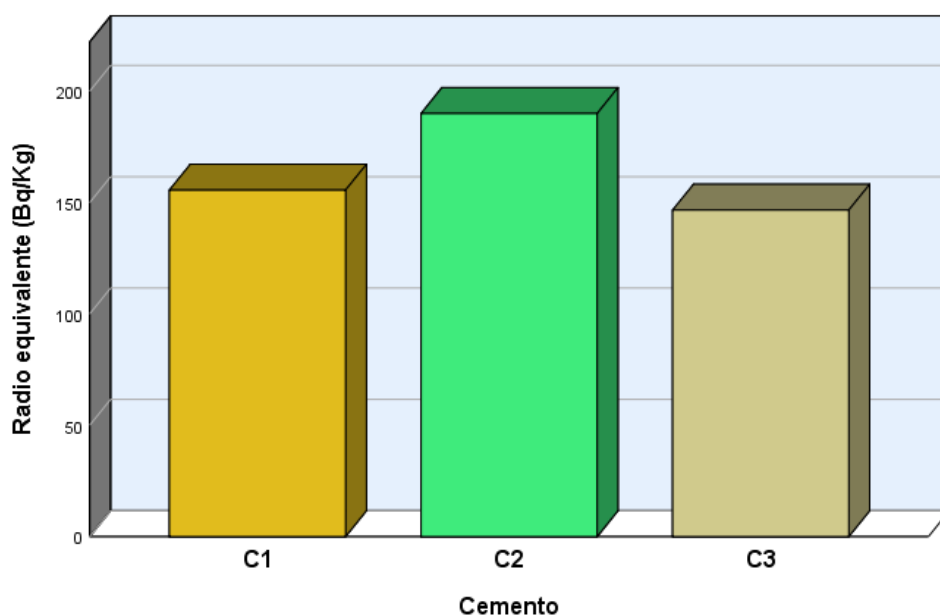


Gráfico 5: Radio equivalente para C₁, C₂ y C₃

Fuente: Autor

Índice gamma.

Los índice gamma analizados para las muestras de cemento, C₁, C₂ y C₃ es de 0.58, 0.71 y 0.51 respectivamente. Según las directrices de la Comisión Europea (European Commission, 1999), los valores del índice para materiales de construcción utilizados, tienen una equivalencia con la tasa de dosis anual según lo muestra la tabla 10. El material con un $I_\gamma > 1$, corresponden a tasas de dosis superiores a 1 mSv/año, que según la normativa internacional (European Commission, 1999) & (UNSCEAR, 2008) es el valor más alto de tasa de dosis recomendado para la población. De acuerdo a los estándares internacionales, el índice gamma en el presente estudio excedió el criterio de dosis de 0.3 mSv/año, pero fueron menores que el límite superior de 1 mSv/año (gráfico 6).

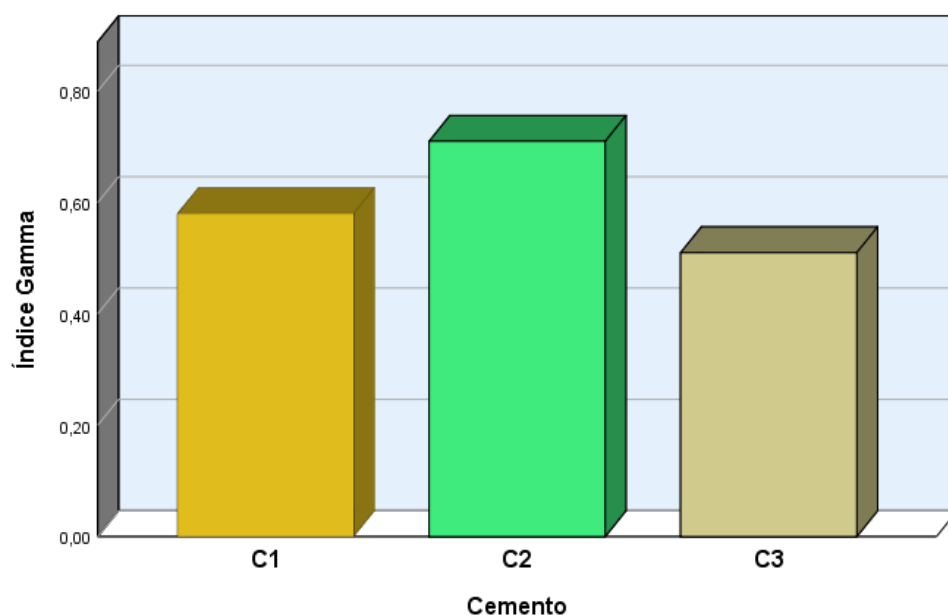


Gráfico 6: Índice gamma para C₁, C₂ y C₃

Fuente: Autor

Tasa de dosis gamma absorbida.

La tasa de dosis gamma absorbida analizada para las muestras de cemento, C₁, C₂ y C₃ es de 146.10, 178.52 y 135.40 nGy/h respectivamente. Según el UNSCEAR (UNSCEAR, 2008), los valores límites permisibles para interiores es de 84 nGy/h y para exteriores es 59 nGy/h; es de resaltar en este estudio que, los valores obtenidos para interiores y exteriores, sobrepasa los límites permitidos en todas las marcas de cemento analizadas (gráfico 7).

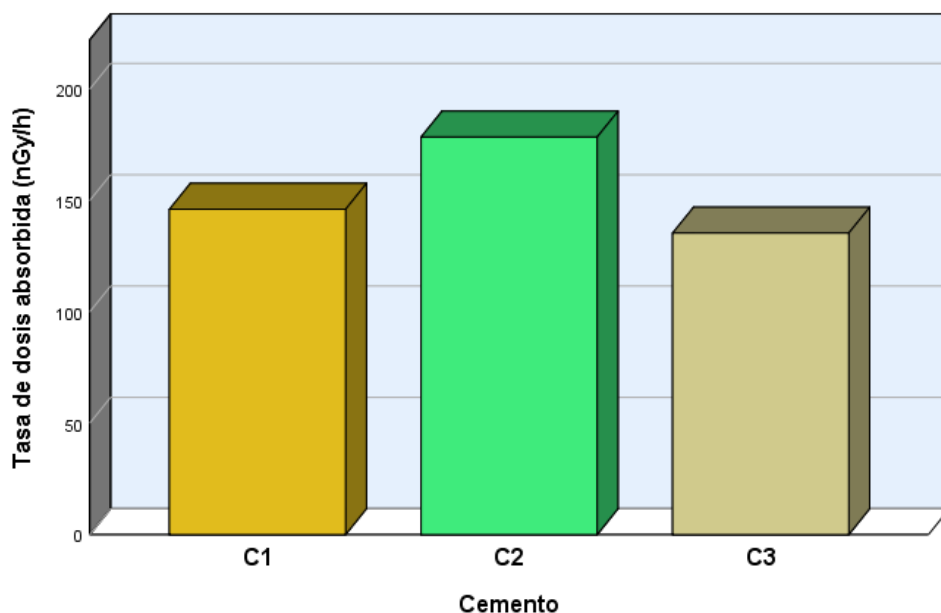


Gráfico 7: Tasa de dosis absorbida para C₁, C₂ y C₃

Fuente: Autor

Tasa de dosis efectiva anual.

Para la tasa de dosis efectiva anual (mSv/año) se obtuvo valores referentes para interiores y exteriores. De acuerdo a las muestras de cemento C₁, C₂ y C₃ el resultado para interiores es de 0.72, 0.88, y 0.66 mSv/año y para exteriores 0.18, 0.22, y 0.17 mSv/año respectivamente. Según el UNSCEAR (UNSCEAR, 2008), el valor límite es de 0.48 mSv/año, en tal caso es evidente que la tasa de dosis efectiva anual en interiores sobrepasa el límite permisible, mas no en exteriores (gráfico 8).

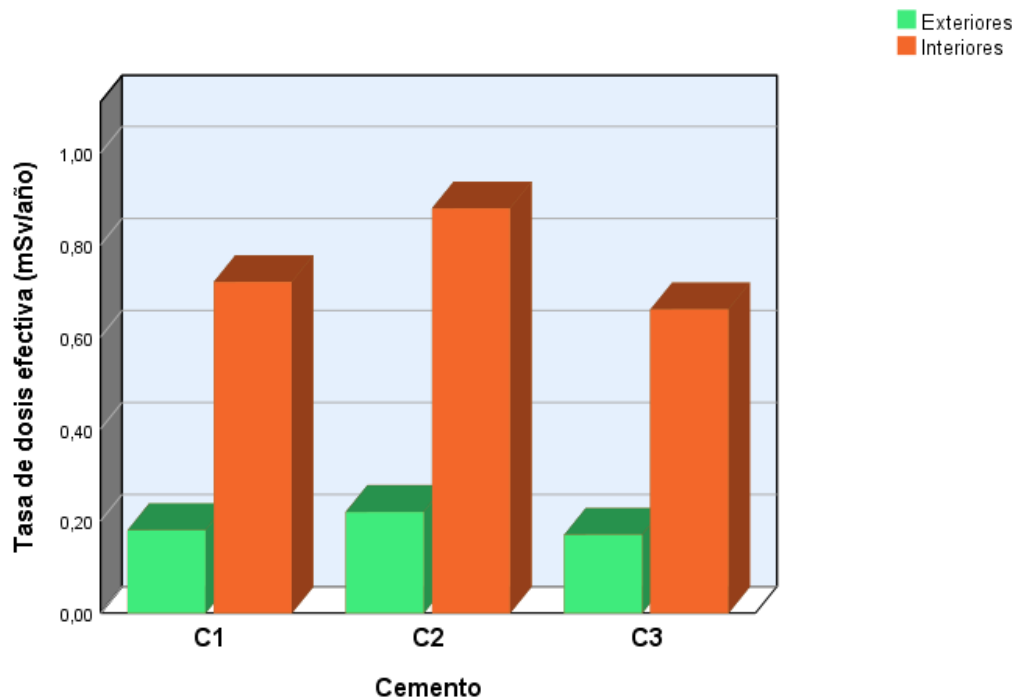


Gráfico 8: Tasa de dosis efectiva para C₁, C₂ y C₃

Fuente: Autor

Exceso de riesgo de cáncer de por vida.

De acuerdo a los valores obtenidos para la estimación de exceso de riesgo de cáncer de por vida, para C₁, C₂, y C₃ el resultado es de 2.77×10^{-3} , 3.38×10^{-3} , y 2.57×10^{-3} respectivamente. Estos valores sobrepasan de limite permisible propuesto por el UNSCEAR (UNSCEAR, 2008) que es de 0.29×10^{-3} (gráfico 9).

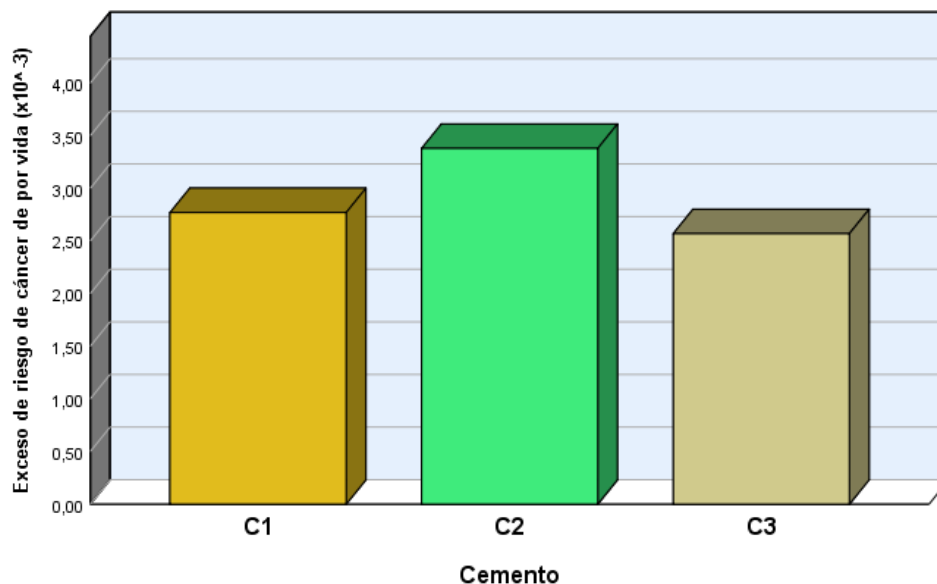


Gráfico 9: Exceso de riesgo de cáncer de por vida para C₁, C₂ y C₃

Fuente: Autor

4.1.3 Comparación de actividad específica entre las muestras.

La comparación de resultados de las concentraciones de actividad del ^{226}Ra , ^{232}Th y ^{40}K , respecto a C₁, C₂ y C₃, se lo describió mediante el diagrama de cajas y bigotes, el cual permite obtener una visión general de la simetría de la distribución de los datos.

Para la concentración de ^{226}Ra en las muestras de cemento, se observa una diferencia significativa en cuanto a los valores obtenidos, siendo el C₃, el que contiene la mayor concentración de este radionucleido seguido de C₂ y en menor proporción C₁ (gráfico 10).

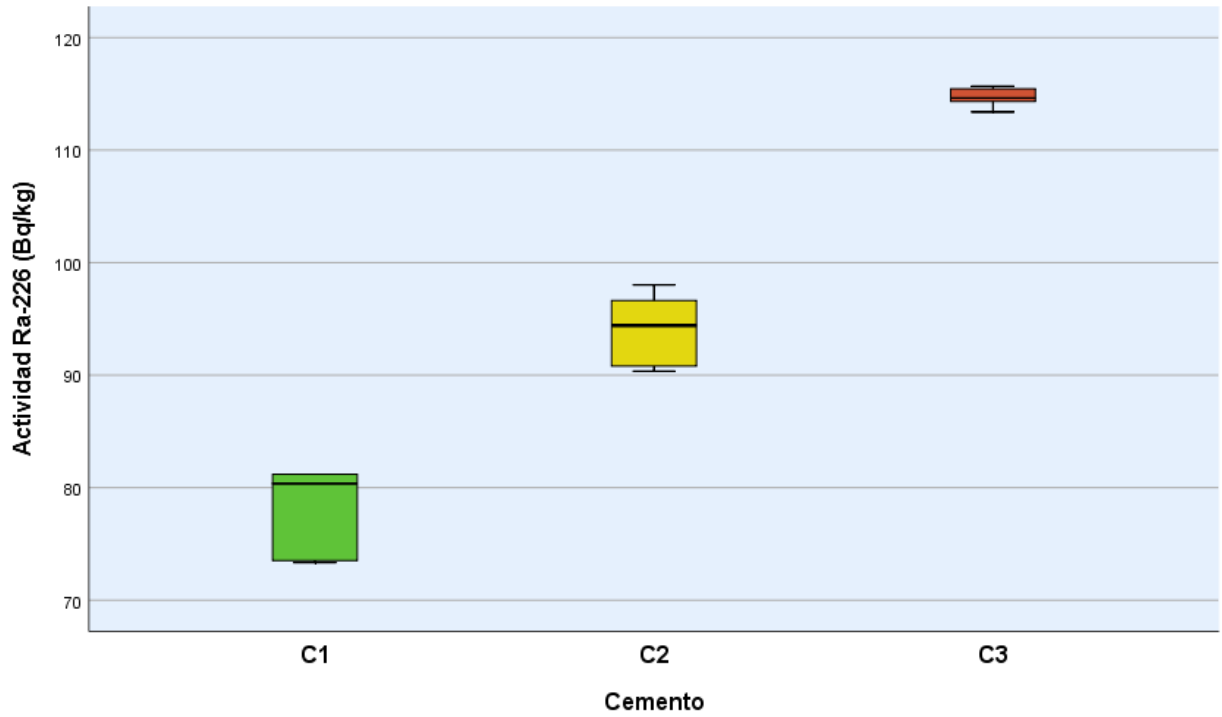


Gráfico 10: Actividad específica de ^{226}Ra para C_1 , C_2 y C_3

Fuente: Autor

En cuanto a la concentración de actividad del ^{232}Th , de igual manera se contempla una diferencia significativa de acuerdo a los valores obtenidos, siendo el C_2 , el que contiene la mayor concentración de este radionucleido seguido de C_1 y en menor proporción C_3 (gráfico 11).

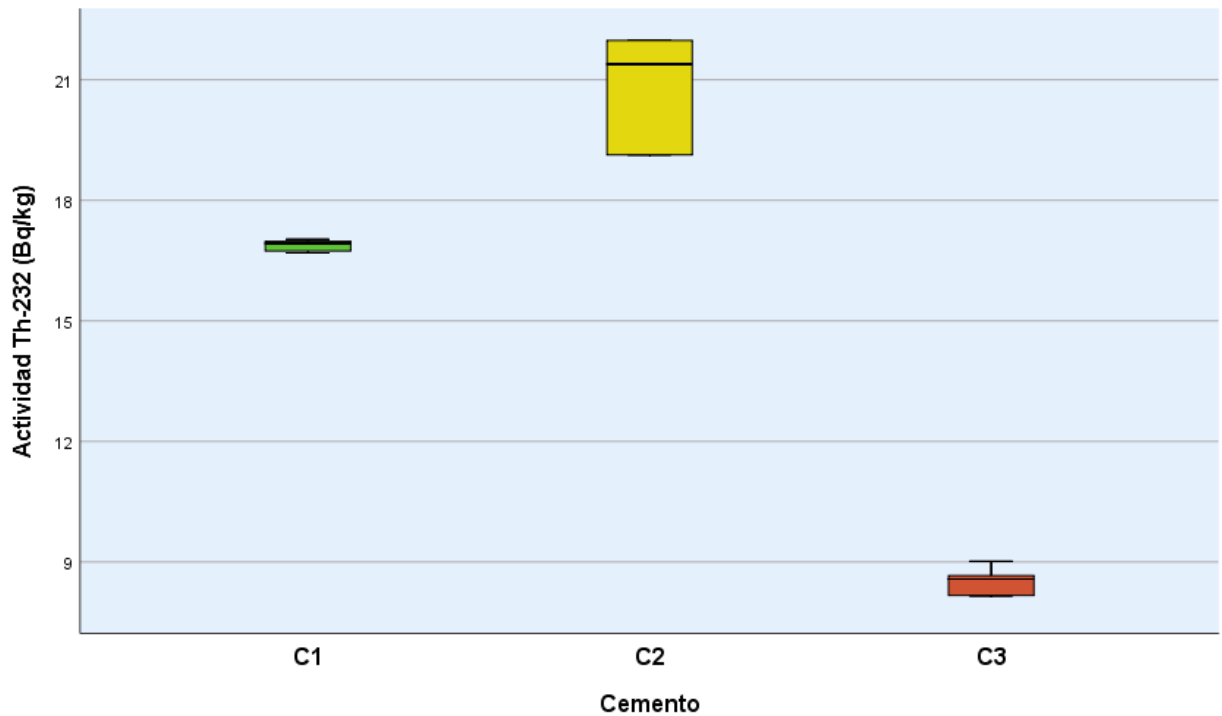


Gráfico 11: Actividad específica de ^{232}Th para C_1 , C_2 y C_3

Fuente: Autor

Así mismo, haciendo referencia a la concentración de actividad del ^{40}K , de igual manera se evidencia una diferencia significativa de acuerdo a los valores obtenidos, siendo el C_2 , el que contiene la mayor concentración de este radionucleido seguido de C_1 y en menor proporción C_3 (gráfico 12).

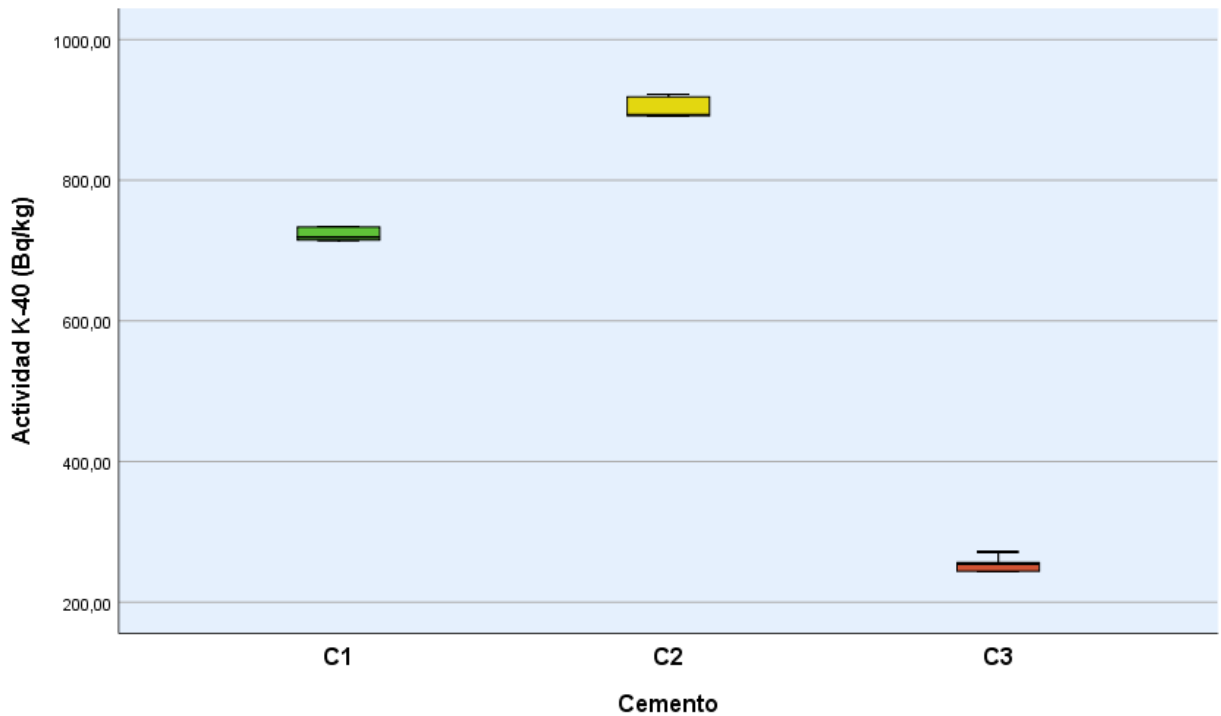


Gráfico 12: Actividad específica de ^{40}K para C_1 , C_2 y C_3

Fuente: Autor

4.2 Discusión

En el presente estudio, se constata que las concentraciones de actividad de ^{226}Ra , y ^{40}K oscilan entre 77.22 a 114.69 Bq/kg para ^{226}Ra y en 256.25 a 886.34 Bq/kg para ^{40}K respectivamente, mientras que, para el ^{232}Th , está entre 8.53 a 20.47 Bq/kg. Frente a estos resultados, el ^{226}Ra y ^{40}K sobrepasan los límites permitidos a excepción del ^{232}Th , cuyos valores están por debajo del límite permitido para las tres marcas de cemento, considerando los valores recomendados para materiales de construcción propuestos por el UNSCEAR (UNSCEAR, 1993) (UNSCEAR, 2000), siendo

estos 50, 50 y 500 Bq/kg para ^{226}Ra ^{232}Th y ^{40}K respectivamente. Estas concentraciones fluctúan para los tres radionúclidos analizados respecto a estudios reportados por algunos países (tabla 17).

Los valores de radio equivalente para las tres marcas de cemento, están entre 155.62 y 190.02 Bq/kg, valores que se encuentran por debajo del límite máximo permisible establecido por la OECD (NEA-OECD, 1979), que es 370 Bq/kg, esto indica que el cemento como material de construcción está libre de las amenazas causadas por el radio (Kapanadze et al., 2019). Además, se encuentra dentro de los valores reportados por estudios en algunos países (tabla 17).

Los valores obtenidos respecto al índice gamma, excedió el criterio de dosis de 0.3 mSv/año propuesto por la Comisión Europea (European Commission, 1999), y el UNSCEAR (UNSCEAR, 2008). Para C_1 , C_2 y C_3 los valores de I_γ son de 0.58, 0.71 y 0.51 mSv/año respectivamente, superando el criterio de 0.3 mSv/año recomendado. Estos resultados sostienen que las tres marcas de cemento estudiadas, presentan un elevado riesgo de exposición externa a la población, considerando la ocupación en interiores de las viviendas en un 80%. Según varios expertos (European Commission, 1999) (Faheem et al., 2008) (Piedecausa-García & Payá, 2011) (Ravisankar et al., 2012) (Shoeib & Thabayneh, 2014), es recomendable que los controles estén basados en una dosis entre 0.3 y 1 mSv/año, y que las aportaciones a las dosis superiores a 1 mSv/año se deben tomar en cuenta desde el punto de vista de protección radiológica, al mismo tiempo la Comisión Europea exhorta a que este índice debe usarse solo como una herramienta de selección para identificar materiales que puedan ser motivo de preocupación, cualquier decisión real de restringir el uso de un material debe basarse en una evaluación de dosis separada.

Respecto a la tasa de dosis gamma absorbida, los valores para C_1 , C_2 , y C_3 superaron el límite permisible que según el UNSCEAR (UNSCEAR, 2008) para interiores es de 84 nGy/h, y para

exteriores, es de 59 nGy/h. Es evidente que estos valores obtenidos anuncian un riesgo a la salud de la población expuesta.

De acuerdo a la tasa de dosis efectiva anual, se evidenció que los valores para el cemento C₁, C₂, y C₃ superaron el límite para interiores de 0.48 mSv/año propuesto por el UNSCEAR (UNSCEAR, 2008), cuyos valores fluctúan entre los 0.66 y 0.72 mSv/año, y para exteriores están entre 0.18 y 0.17 mSv/año, los mismos que están por debajo del límite permitido.

La estimación de exceso de riesgo de cáncer de por vida, para C₁, C₂, y C₃ según los resultados de este estudio van desde 2.57×10^{-3} a 3.38×10^{-3} , evidentemente estos valores sobrepasan de límite permisible propuesto por el UNSCEAR (UNSCEAR, 2000) que es de 0.29×10^{-3} considerando la existencia del riesgo que aumenta la probabilidad de desarrollar cáncer.

De todos los valores resultantes del análisis de las tres marcas de cemento, predomina con mayor incidencia C₂, siguiendo C₁ y C₃, pese a que todos han excedido los valores límites aceptados, respecto a aquello, podemos considerar que el cemento utilizado en el cantón Cuenca, es un material de construcción de un considerable riesgo para quien hace uso del mismo, y que necesita una mayor vigilancia.

Tabla 17: Comparación de la actividad específica y radio equivalente (Bq/kg) en cemento en diferentes países.

País	A_{Ra}	A_{Th}	A_K	R_{aeq}	Referencia
Australia	26.7	14.2	210	63.1	(Sorantin & Steger, 1984)
Finlandia	78	62	962	241	(NEA-OECD, 1979)
Alemania	26	18	241	70.30	(NEA-OECD, 1979)
Suecia	55	47	241	141	(NEA-OECD, 1979)
Brasil	61.7	58.5	564	188.8	(Malanca et al., 1993)
Sicilia -Italia	38	22	218	92	(Rizzo et al., 2001)
Pakistán	25	37	245	69	(Faheem et al., 2008)
Cuba	23	11	467	74	(Brígido Flores et al., 2008)
Qatar	23.4	12.2	158.8	52.35	(Al-Sulaiti et al., 2011)
Arabia Saudita	38.4	45.3	86	108	(El-Taher, 2012)
India	37.98	34.87	188.13	102.35	(Ravisankar et al., 2012)
Egipto	44.61	10.39	51.12	63.40	(Shoeib & Thabayneh, 2014)
Albania	55.0	17.0	179.7	-	(G. Xhixha et al., 2013)
Cuenca, Ecuador	94.8	15.2	617.6	164.08	Presente estudio
A nivel Mundial	50	50	500	-	(UNSCEAR, 2000)

5. Conclusiones y Recomendaciones

5.1 Conclusiones

Los materiales utilizados en la construcción son de gran interés para la protección radiológica como lo indican el UNSCEAR (UNSCEAR, 2008), la Comisión Europea (European Commission, 1999) y ratificados por numerosos estudios científicos. En este contexto se analizó tres marcas proveedores de cemento hidráulico tipo GU que comúnmente se comercializa en la ciudad de

Cuenca, por espectrometría de rayos gamma, donde se analizó los radionucleidos naturales como ^{226}Ra , ^{232}Th , y ^{40}K . Se determinó la actividad específica de las muestras de cemento, así como también, se estimó el riesgo radiológico mediante el Radio equivalente (Raeq), el Índice Gamma (I_γ), la Tasa de dosis absorbida (ADR), la Tasa de dosis efectiva anual (EDR) y la estimación del exceso de riesgo de cáncer de por vida (ELCR), cuyos resultados fueron comparados con los valores recomendados por la normativa internacional.

Los datos de actividad específica para ^{226}Ra , y ^{40}K sobrepasan los límites permitidos a excepción del ^{232}Th , así mismo todos los parámetros calculados para la estimación del riesgo radiológico a diferencia del Radio Equivalente, sobrepasaron los límites permitidos por la normativa aplicada. Por lo tanto, se considera que las marcas de cemento estudiadas y que se comercializan en la ciudad de Cuenca, exponen a un riesgo considerable a la población que hace uso de este material de construcción.

Los seres humanos estamos continuamente expuestos a la radiación ionizante de los materiales radiactivos de origen natural (NORM), pues en muchas partes del mundo, los materiales de construcción que contienen material radiactivo se han utilizado durante generaciones, he ahí el aporte fundamental de los avances científicos en la determinación de los niveles de radiación que estos producen, así como también el estudio del riesgo que producen estas radiaciones en salud de las personas, conociendo que los seres humanos pasamos aproximadamente el 80% del tiempo en interiores y es como la exposición a la radiación interna y externa de los materiales de construcción crea situaciones de exposición prolongada.

Desde el punto de vista de la protección radiológica, existen algunas normativas y directrices nacionales e internacionales, donde los controles de los niveles de radiactividad de los materiales

de construcción se basan en criterios de dosis y en niveles de exención. El presente estudio aporta con información valiosa que se puede utilizar en futuras investigaciones, así como también motivar el desarrollo de normativa para controlar la exposición a la radiación ionizante.

En el Ecuador y el mundo, debido a la creciente preocupación social, pone alerta a la comunidad científica a realizar más frecuentemente estudios y mediciones de la radiactividad natural. Varios estudios ya han reportado información respecto a algunos materiales de construcción, sin embargo, la información detallada en base a cifras de concentración de radionucleidos naturales como el ^{226}Ra , ^{232}Th y ^{40}K en materiales de construcción de algunos países y particularmente de Ecuador, aún son escasos.

5.2 Recomendaciones

Es menester estudiar de muy cerca a la geología del lugar de donde procede la materia prima para la fabricación del cemento, pues las características del subsuelo influyen directamente en la dosis de radiación, así como también los agregados que se disponen en la industria del cemento como las cenizas volantes.

Los materiales de construcción y particularmente el cemento que contenga niveles de radiactividad altos, se podrían utilizar en estructuras civiles donde no implique permanencia prolongada de las personas.

Se destaca la necesidad de generar más investigación en esta línea, para consolidar información que permita justificar la necesidad de vigilar desde la producción a ciertos materiales de

construcción, que puedan generar un exceso de riesgo para la población que hace uso de estos, sin considerar una exigencia en base a la restricción de uso.

Es imprescindible que la autoridad pública se involucre y participe de estudios relacionados en esta área, considerando el gran impacto que pueden generar las radiaciones ionizantes en la salud, cuando se genera una descontrolada exposición ya sea interna como externa en el cuerpo humano, considerando además que hasta la fecha este tipo de radiaciones han sido muy bien estudiadas por científicos, criterio fundamental para generar políticas de control fundamentadas en estudios calificados.

6. Referencias bibliográficas

- Abdullah, K. (2014). *Fundamentals in Nuclear Physics* (Primera). University of Duhok.
- Acuerdo Ministerial N° 283 - Ecuador. (2016). *Norma Técnica para la Gestión Segura de los Desechos Radiactivos y Fuentes Radiactivas Selladas en Desuso*. Ministerio de Electricidad y Energía Renovable. https://www.gob.ec/sites/default/files/regulations/2018-11/Documento-Acuerdo_283_NORMA_TECNICA_GESTION_DESECHOS_RADIATIVOS.pdf
- Akkurt, I., Gunoglu, K., & Arda, S. S. (2014). Detection efficiency of NaI(Tl) detector in 511-1332 keV energy range. *Science and Technology of Nuclear Installations*, 2014. <https://doi.org/10.1155/2014/186798>
- Akweetelela, A., Kgabi, N., Zivuku, M., & Mashauri, D. (2020). Environmental radioactivity of groundwater and sediments in the Kuiseb and Okavango-Omatako basins in Namibia. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 102911. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2020.102911>
- Al-Azmi, D., Okeyode, I. C., Alatise, O. O., & Mustapha, A. O. (2018). Setup and procedure for routine measurements of radon exhalation rates of building materials. *Radiation Measurements*, 112, 6–10. <https://doi.org/10.1016/j.radmeas.2018.03.001>
- Al-Sulaiti, H., Alkhomashi, N., Al-Dahan, N., Al-Dosari, M., Bradley, D. A., Bukhari, S., Matthews, M., Regan, P. H., & Santawamaitre, T. (2011). Determination of the natural radioactivity in Qatari building materials using high-resolution gamma-ray spectrometry. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research, Section A: Accelerators, Spectrometers, Detectors and Associated Equipment*, 652(1), 915–919. <https://doi.org/10.1016/j.nima.2011.01.020>

- Alavi, S. A., Dehghani, V., & Sayahi, M. (2018). Calculation of proton radioactivity half-lives. *Nuclear Physics A*, 977, 49–59. <https://doi.org/10.1016/j.nuclphysa.2018.06.001>
- Alonso, M. M., Suárez-Navarro, J. A., Pérez-Sanz, R., Gascó, C., Moreno de los Reyes, A. M., Lanzón, M., Blanco-Varela, M. T., & Puertas, F. (2020). Data on natural radionuclide's activity concentration of cement-based materials. *Data in Brief*, 33, 106488. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2020.106488>
- Apostoei, A. I. (2020). Estimation of Health Risks From Exposure to Ionizing Radiation. In *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-409548-9.12274-2>
- ARPANSA. (n.d.). *Gamma radiation | Australian Radiation Protection and Nuclear Safety Agency*. Australian Radiation Protection and Nuclear Safety Agency. Retrieved August 25, 2020, from <https://www.arpsa.gov.au/understanding-radiation/what-is-radiation/ionising-radiation/gamma-radiation>
- Asaduzzaman, K., Mannan, F., Khandaker, M. U., Farook, M. S., Elkezza, A., Amin, Y. B. M., Sharma, S., & Abu Kassim, H. Bin. (2015). Assessment of Natural Radioactivity Levels and Potential Radiological Risks of Common Building Materials Used in Bangladeshi Dwellings. *PLOS ONE*, 10(10), e0140667. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0140667>
- Asic, A., Kurtovic-Kozaric, A., Besic, L., Mehinovic, L., Hasic, A., Kozaric, M., Hukic, M., & Marjanovic, D. (2017). Chemical toxicity and radioactivity of depleted uranium: The evidence from in vivo and in vitro studies. In *Environmental Research* (Vol. 156, pp. 665–673). Academic Press Inc. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2017.04.032>
- ASTM C-1157. (n.d.). *Historical Standard: Especificación Normalizada de Desempeño para Cemento Hidráulico*. Retrieved December 8, 2020, from

- <https://www.astm.org/DATABASE.CART/HISTORICAL/C1157-08-SP.htm>
- Aswood, M. S., Abojassim, A. A., & Al Musawi, M. S. A. (2019). Natural radioactivity measurements of frozen red meat samples consumed in Iraq. *Radiation Detection Technology and Methods*, 3(4), 1–4. <https://doi.org/10.1007/s41605-019-0136-9>
- ATSDR. (1990). *Toxicological Profile For Radium*. Agency for Toxic Substances and Disease Registry U.S. Public Health Service. <https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp144.pdf>
- Baltic Scientific. (2019). *Scintillation Detectors & Spectrometers & Radiometers | BSI.LV*. <http://bsi.lv/en/products/scintillation-detectors-spectrometers/gamma-beta-and-alpha-spectrometer-radiometer/>
- Barrera, M., Romero, M., & Valiño, F. (2008). *Puesta a Punto de un Sistema de Espectrometría Gamma para la Determinación de Cs-137 en Suelos Españoles* (primera). Departamento de Medio Ambiente.
- Barrie, O. (2015). *Nuclear Chemistry*. <https://slideplayer.com/slide/9387626/>
- Beaudoin, J., & Odler, I. (2019). Hydration, Setting and Hardening of Portland Cement. In *Lea's Chemistry of Cement and Concrete* (pp. 157–250). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-100773-0.00005-8>
- Brígido Flores, O., Montalván Estrada, A., Rosa Suárez, R., Tomás Zerquera, J., & Hernández Pérez, A. (2008). Natural radionuclide content in building materials and gamma dose rate in dwellings in Cuba. *Journal of Environmental Radioactivity*, 99(12), 1834–1837. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.08.001>
- Calzada, V., & Cerecetto, H. (2019). *Una introducción a la Química Nuclear* (Primera). Universidad de la República.
- Chegg-Study. (n.d.). *Radiación ionizante | Chegg.com*. Retrieved December 13, 2020, from

- <https://www.chegg.com/learn/physics/introduction-to-physics/ionizing-radiation>
- Choi, T. A., Costes, S. V., & Abergel, R. J. (2015). Understanding the health impacts and risks of exposure to radiation. In *Reflections on the Fukushima Daiichi Nuclear Accident: Toward Social-Scientific Literacy and Engineering Resilience* (pp. 259–281). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-12090-4_13
- CNS. (2010). Potassium-40 - Canadian Nuclear Society. *Canadian Nuclear Society*. https://www.cns-snc.ca/media/uploads/teachers/K40_4pg_10_06.pdf
- Council Directive /59/Euratom. (2013). *Basic safety standards directive*. <https://www.legislation.gov.uk/eudr/2013/59/contents>
- Dabayneh, K. M. (2007). Radioactivity Measurement in Different Types of Fabricated Building Materials Used in Palestine. In *Arab Journal of Nuclear Sciences and Applications* (Vol. 40, Issue 3). Arab Journal of Nuclear Sciences and Applications. <http://dspace.hebron.edu:80/xmlui/handle/123456789/297>
- De Goeij, J. J. M., & Bonardi, M. L. (2005). How do we define the concepts specific activity, radioactive concentration, carrier, carrier-free and no-carrier-added? *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 263(1), 13–18. <https://doi.org/10.1007/s10967-005-0004-6>
- De La Ubeda, C., Nocetti, D., Inzulza, A., Oyarzún, C., & Alarcón, R. (2018). Quantities and units for dosimetry of occupationally exposed personnel in diagnostic and interventional radiology. In *Revista Chilena de Radiología* (Vol. 24, Issue 1, pp. 5–11). Sociedad Chilena de Radiología. <https://doi.org/10.4067/S0717-93082018000100005>
- Decreto N° 3640 - Ecuador. (1979). *Reglamento de Seguridad Radiológica - Ecuador*. Registro oficial 891, 8-VIII-1979. <http://www.calidadsalud.gob.ec/wp->

content/uploads/downloads/2020/Doc/normativa general/DECRETO 3640 REGLAMENTO DE SEGURIDAD RADIOLÓGICA.pdf

- Del Claro, F., Paschuk, S. A., Corrêa, J. N., Denyak, V., Kappke, J., Perna, A. F. N., Martins, M. R., Santos, T. O., Rocha, Z., & Schelin, H. R. (2017). Radioisotopes present in building materials of workplaces. *Radiation Physics and Chemistry*, 140, 141–145. <https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2017.02.037>
- Dentoni, V., Da Pelo, S., Mousavi Aghdam, M., Randaccio, P., Loi, A., Careddu, N., & Bernardini, A. (2020). Natural radioactivity and radon exhalation rate of Sardinian dimension stones. *Construction and Building Materials*, 247. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2020.118377>
- DiGregorio, D. E. (2020). Discovery of Radioactivity. In *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-409548-9.12168-2>
- Doggart, A. J. (2020). Atomic Theory and Radioactivity. In *Clinical Oncology*. Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.clon.2020.10.016>
- Dunuweera, S. P., & Rajapakse, R. M. G. (2018). Cement Types, Composition, Uses and Advantages of Nanocement, Environmental Impact on Cement Production, and Possible Solutions. In *Advances in Materials Science and Engineering* (Vol. 2018). Hindawi Limited. <https://doi.org/10.1155/2018/4158682>
- E. Glover, S., J. Traub, R., A. Grimm, C., & H. Filby, R. (2001). Distribution of Natural Thorium in the Tissues of a Whole Body. *Radiation Protection Dosimetry*, 97(2), 153–160. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.rpd.a006653>
- El-Gamal, H., Negm, H., & Hasabelnaby, M. (2019). Detection efficiency of NaI(Tl) detector based on the fabricated calibration of HPGe detector. *Journal of Radiation Research and*

- Applied Sciences*, 12(1), 360–366. <https://doi.org/10.1080/16878507.2019.1672313>
- El-Marakby, S. M., Awad, M. M., Eraba, K. M., Abdelgawad, M. H., & Desouky, O. S. (2020). Assessment of chronic exposure effects and radioadaptive response of natural occurring radioactive materials (NORM). In *Radiation Physics and Chemistry* (Vol. 166, p. 108502). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2019.108502>
- El-Taher. (2012). ASSESSMENT OF NATURAL RADIOACTIVITY LEVELS AND RADIATION HAZARDS FOR BUILDING MATERIALS USED IN QASSIM AREA, SAUDI ARABIA. *Romanian Journal Environmental Physics*, 57(3–4), 726–735.
- El-Taher, A., Makhluף, S., Nossair, A., & Abdel Halim, A. S. (2010). Assessment of natural radioactivity levels and radiation hazards due to cement industry. *Applied Radiation and Isotopes*, 68(1), 169–174. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2009.09.001>
- Energy-without-Carbon. (2017). *Radioactive decay* | *Energy without Carbon*. <http://www.energy-without-carbon.org/RadioactiveDecay>
- EPA. (2015). *Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials (TENORM)*. <https://www.epa.gov/radiation/technologically-enhanced-naturally-occurring-radioactive-materials-tenorm>
- EPA. (2017a). *Radiation Health Effects* | *Radiation Protection* | *United States Environmental Protection Agency*.
- EPA. (2017b). *Technologically Enhanced Naturally Occurring Radioactive Materials (TENORM)* | *Radiation Protection* | *US EPA*. United States Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov>
- Ershov, B. G. (2020). Natural radioactivity and formation of oxygen in Earth's atmosphere: Decay of radioactive ^{40}K and radiolysis of ocean water. *Precambrian Research*, 346, 105786.

<https://doi.org/10.1016/j.precamres.2020.105786>

European Commission. (1999). Radiation Protection, 112-Radiological Protection Principles Concerning the Natural Radioactivity of Building Materials. Directorate-General Environmental. *Nuclear Safety and Civil Protection*.

European Commission. (2002). *Radiation protection 122 Practical use of the concepts of clearance and exemption Part II Application of the concepts of exemption and clearance to natural radiation sources*. <http://europa.eu.int/comm/environment/pubs/home.htm>

Faheem, M., Mujahid, S. A., & Matiullah. (2008). Assessment of radiological hazards due to the natural radioactivity in soil and building material samples collected from six districts of the Punjab province-Pakistan. *Radiation Measurements*, 43(8), 1443–1447. <https://doi.org/10.1016/j.radmeas.2008.02.014>

FPTRPC. (2000). *Canadian Guidelines for the Management of Naturally Occurring Radioactive Materials (NORM) - Canada.ca* (1st ed.). Comité Federal Provincial Territorial de Protección Radiológica. <https://www.canada.ca/en/health-canada/services/publications/health-risks-safety/canadian-guidelines-management-naturally-occurring-radioactive-materials.html>

Frederick, M. (2020). *Cement | Definition, Composition, Manufacture, History, & Facts | Britannica*. <https://www.britannica.com/technology/cement-building-material>

Gad, S. C. (2014a). Radium. In *Encyclopedia of Toxicology: Third Edition* (pp. 44–45). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.00918-0>

Gad, S. C. (2014b). Thorium and Thorium Dioxide. In *Encyclopedia of Toxicology: Third Edition* (pp. 560–561). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-386454-3.00940-4>

González, E. R., Mainardi, R. T., Grad, G. B., & Bonzi, E. V. (2017). A methodology to determine natural radioactivity by γ spectrometry without using calibrated standard samples. *Applied*

- Radiation and Isotopes*, 125, 48–52. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2017.03.025>
- GSR. (2016). *Requisitos de Seguridad Generales, parte 3. Protección radiológica y seguridad de las fuentes de radiación: Normas básicas internacionales de seguridad*. (Primera). Organización Internacional de Energía Atómica. https://www-pub.iaea.org/MTCD/publications/PDF/P1578_S_web.pdf
- Hawas, A. M. (2013). Effect of low dose gamma rays on certain essential metals and oxidative stress in different rat organs. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 6(2), 38–44. <https://doi.org/10.1016/j.jrras.2013.10.004>
- HHS. (2016). *14th Report on Carcinogens*. <https://ntp.niehs.nih.gov/whatwestudy/assessments/cancer/roc/index.html>
- Hofmann, B. A. (2011). Radioactivity (natural). In *Encyclopedia of Earth Sciences Series* (Issue 9781402092114, pp. 751–754). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-9212-1_171
- IAEA. (2014). *The Environmental Behaviour of Radium: Revised Edition - Technical Reports Series No 476*. International Atomic Energy Agency. <http://www.iaea.org/books>
- ICRP. (1990). *Recommendations of the International Commission on Radiological Protection - Publication 60* (C. . Smith (ed.); 1st ed.). The International Commission on Radiological Protection. <https://www.icrp.org/publication.asp?id=ICRP Publication 60>
- ICRP. (2010). *Conversion Coefficients for Radiological Protection Quantities for External Radiation Exposures -Publication 116* (C. . Smith (ed.); Vol. 40). The International Commission on Radiological Protection an The International Commission on Radiation Units and Measurements. <https://www.icrp.org/publication.asp?id=ICRP Publication 116>
- INEC. (2013). *Instituto Nacional de Estadística y Censos: Población y Demografía*.

- https://www.ecuadorencifras.gob.ec/documentos/web-inec/Poblacion_y_Demografia/Proyecciones_Poblacionales/
- INECYC. (2017). *Estadísticas – INECYC*. <https://www.inecyc.org.ec/estadisticas/>
- INEN 2380. (2011). *Cemento Hidráulico. Requisitos de desempeño para cementos hidráulicos*. Instituto Ecuatoriano de Normalización. <https://www.normalizacion.gob.ec/buzon/normas/2380.pdf>
- Kandlbinder, R., Schupfner, R., Wolfbeis, O. S., & Zinka, B. (2010). A study on thorium levels in human femur bones. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 285(2), 187–192. <https://doi.org/10.1007/s10967-010-0524-6>
- Kayakökü, H., Karatepe, Ş., & Doğru, M. (2016). Measurements of radioactivity and dose assessments in some building materials in Bitlis, Turkey. *Applied Radiation and Isotopes*, 115, 172–179. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2016.06.020>
- Kónya, J., & Nagy, N. M. (2018). Radioactive Decay. In *Nuclear and Radiochemistry* (pp. 49–84). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-813643-0.00004-4>
- Kovler, K., Friedmann, H., Michalik, B., Schroevers, W., Tsapalov, A., Antropov, S., Bituh, T., & Nicolaidis, D. (2017). Basic aspects of natural radioactivity. In *Naturally Occurring Radioactive Materials in Construction: Integrating Radiation Protection in Reuse (COST Action Tu1301 NORM4BUILDING)* (pp. 13–36). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102009-8.00003-7>
- Krishnaswami, S. (2006). Thorium: Element and geochemistry. In *Geochemistry* (pp. 630–635). Kluwer Academic Publishers. https://doi.org/10.1007/1-4020-4496-8_324
- Krivosheev, M. V., & Kolbasov, B. N. (2018). Safety of Fusion Reactors. In *Fundamentals of Magnetic Thermonuclear Reactor Design* (pp. 401–432). Elsevier.

<https://doi.org/10.1016/b978-0-08-102470-6.00014-7>

- Kuzmanović, P., Todorović, N., Filipović Petrović, L., Mrđa, D., Forkapić, S., Nikolov, J., & Knežević, J. (2020). Radioactivity of building materials in Serbia and assessment of radiological hazard of gamma radiation and radon exhalation. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 324(3), 1077–1087. <https://doi.org/10.1007/s10967-020-07130-8>
- L'Annunziata, M. F. (2016). Radionuclide Decay, Radioactivity Units, and Radionuclide Mass. In *Radioactivity* (pp. 621–638). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63489-4.00018-6>
- Laurent, O., Ancelet, S., Richardson, D. B., Hémon, D., Ielsch, G., Demoury, C., Clavel, J., & Laurier, D. (2013). Potential impacts of radon, terrestrial gamma and cosmic rays on childhood leukemia in France: A quantitative risk assessment. *Radiation and Environmental Biophysics*, 52(2), 195–209. <https://doi.org/10.1007/s00411-013-0464-y>
- Lu, X., Li, N., Yang, G., & Zhao, C. (2013). Assessment of Natural Radioactivity and Radiological Hazards in Building Materials Used in Yan'an, China. *Health Physics*, 104(3), 325–331. <https://doi.org/10.1097/HP.0b013e31827a7ea2>
- Lynnebakken, H. (2014a). *Artificial Radioactive Isotopes*. University of Oslo: Department of Physics. <https://www.mn.uio.no/fysikk/english/services/knowledge/>
- Lynnebakken, H. (2014b). *Radioactive Elements*. University of Oslo: Department of Physics. <https://www.mn.uio.no/fysikk/english/services/knowledge/>
- Ma, M., Wang, R., Xu, L., Xu, M., & Liu, S. (2020). Emerging health risks and underlying toxicological mechanisms of uranium contamination: Lessons from the past two decades. In *Environmental International* (Vol. 145, p. 106107). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106107>
- Malanca, A., Pessina, V., & Dallara, G. (1993). Radionuclide Content of Building Materials and

- Gamma Ray Dose Rates in Dwellings of Rio Grande Do Norte, Brazil. *Radiation Protection Dosimetry*, 48(2), 199–203. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.rpd.a081865>
- Marid, H. A., & Jarallah, N. T. (2019). The relationship of nuclear decay methods (alpha and beta) particles with the nuclear deformation for nuclei in Uranium-238 and Thorium-232 Series. *Energy Procedia*, 157, 270–275. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.11.190>
- Maringer, F., Baumgartner, A., & Seidel, C. (2014). *Natural Radioactivity of Building Materials: Radiation Protection Concepts, Measurement Methods and Regulatory Implementation*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.13604.68486>
- McLean, A. R., Adlen, E. K., Cardis, E., Elliott, A., Goodhead, D. T., Harms-Ringdahl, M., Hendry, J. H., Hoskin, P., Jeggo, P. A., Mackay, D. J. C., Muirhead, C. R., Shepherd, J., Shore, R. E., Thomas, G. A., Wakeford, R., & Godfray, H. C. J. (2017). A restatement of the natural science evidence base concerning the health effects of low-level ionizing radiation. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 284(1862), 20171070. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.1070>
- Menzel, H. G., & Harrison, J. (2012). Effective dose: A radiation protection quantity. *Annals of the ICRP*, 41(3–4), 117–123. <https://doi.org/10.1016/j.icrp.2012.06.022>
- Michalik, B., de With, G., & Schroeyers, W. (2018). Measurement of radioactivity in building materials – Problems encountered caused by possible disequilibrium in natural decay series. *Construction and Building Materials*, 168, 995–1002. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.02.044>
- Ministry of the Environment (Japan). (2018). *Exposición interna y externa [MOE]*. <https://www.env.go.jp/en/chemi/rhm/basic-info/1st/02-01-01.html>
- Mohammed, R. S., & Ahmed, R. S. (2017). Estimation of excess lifetime cancer risk and radiation

- hazard indices in southern Iraq. *Environmental Earth Sciences*, 76(7), 1–9.
<https://doi.org/10.1007/s12665-017-6616-7>
- Mu, H., Sun, J., Li, L., Yin, J., Hu, N., Zhao, W., Ding, D., & Yi, L. (2018). Ionizing radiation exposure: hazards, prevention, and biomarker screening. In *Environmental Science and Pollution Research* (Vol. 25, Issue 16, pp. 15294–15306). Springer Verlag.
<https://doi.org/10.1007/s11356-018-2097-9>
- Murray, R. L., & Holbert, K. E. (2020). Radioactivity. In *Nuclear Energy* (pp. 33–51). Elsevier.
<https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812881-7.00003-4>
- NASA. (2013). *Espectro electromagnético - Introducción*.
<https://imagine.gsfc.nasa.gov/science/toolbox/emspectrum1.html>
- NCRP. (2015). *Commentary No. 24 – Health Effects of Low Doses of Radiation: Perspectives on Integrating Radiation Biology and Epidemiology (2015) - NCRP | Bethesda, MD*.
<https://ncrponline.org/shop/commentaries/commentary-no-24-health-effects-of-low-doses-of-radiation-perspectives-on-integrating-radiation-biology-and-epidemiology-2015/>
- NEA-OECD. (1979). *Exposure to radiation from natural radioactivity in building materials*. . Reported by a Group of Experts of the OECD. <https://www.oecd-neo.org/upload/docs/application/pdf/2019-12/exposure-to-radiation-1979.pdf>
- NIH. (2019). *Thorium - Cancer-Causing Substances - National Cancer Institute*. National Cancer Institute. <https://www.cancer.gov/about-cancer/causes-prevention/risk/substances/thorium>
- NTE INEN 151. (2010). *Cemento Hidráulico: Definición de términos* (Primera). Instituto Ecuatoriano de Normalización. <https://www.normalizacion.gob.ec/buzon/normas/151.pdf>
- OIT. (1960). *Convenio C115 - Convenio sobre la protección contra las radiaciones*. .
https://www.ilo.org/dyn/normlex/es/f?p=NORMLEXPUB:12100:0::NO:12100:P12100_IN

- Ojovan, M. I., Lee, W. E., & Kalmykov, S. N. (2019). Nuclear Decay. In *An Introduction to Nuclear Waste Immobilisation* (pp. 9–22). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-08-102702-8.00002-9>
- ORTEC. (2010). *ORTEC® Experiment 3 Gamma-Ray Spectroscopy Using NaI(Tl)*. www.ortec-online.com/solutions/educational.aspx.
- Özdiş, B. E., Çam, N. F., & Canbaz Öztürk, B. (2017). Assessment of natural radioactivity in cements used as building materials in Turkey. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 311(1), 307–316. <https://doi.org/10.1007/s10967-016-5074-0>
- Papaefthymiou, H., & Gouseti, O. (2008). Natural radioactivity and associated radiation hazards in building materials used in Peloponnese, Greece. *Radiation Measurements*, 43(8), 1453–1457. <https://doi.org/10.1016/j.radmeas.2008.03.032>
- Paschoa, A. S., & Steinhäusler, F. (2010). Terrorism and Natural Radiation. In *Radioactivity in the Environment* (Vol. 17, Issue C, pp. 153–170). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S1569-4860\(09\)01707-0](https://doi.org/10.1016/S1569-4860(09)01707-0)
- Peterson, J., MacDonell, M., Haroun, L., & Monette, F. (2007). *Radiological and Chemical Fact Sheets to Support Health Risk Analyses for Contaminated Areas* (D. Hildebrand & A. Toboas (eds.)). U.S. Department of Energy.
- Piedecausa-García, B., & Payá, S. C. (2011). *Radiactividad natural de los materiales de construcción. Aplicación al hormigón. Parte I. Radiación externa: índice de riesgo radiactivo*. <http://rua.ua.es/dspace/handle/10045/27055>
- Posadas, A. (2019). *Determinación de errores y tratamiento de datos* (primera). Universidad de Almería.

- Radvanyi, P., & Villain, J. (2017). The discovery of radioactivity. *Comptes Rendus Physique*, 18(9–10), 544–550. <https://doi.org/10.1016/j.crhy.2017.10.008>
- Raghu, Y., Venkatamuthukumar, J., Nagaraju, P., & Allenmoses, S. E. (2020). Assessment of excess lifetime cancer risk of sand samples used as building materials in Tiruvannamalai district, Tamil Nadu, India by gamma ray spectrometry. *Materials Today: Proceedings*. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2020.05.726>
- Ravisankar, R., Vanasundari, K., Chandrasekaran, A., Rajalakshmi, A., Suganya, M., Vijayagopal, P., & Meenakshisundaram, V. (2012). Measurement of natural radioactivity in building materials of Namakkal, Tamil Nadu, India using gamma-ray spectrometry. *Applied Radiation and Isotopes*, 70(4), 699–704. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2011.12.001>
- Revista Líderes. (2014). *En Ecuador, el consumo de cemento crece a ritmo sostenido* | Revista Líderes. <https://www.revistalideres.ec/lideres/ecuador-consumo-cemento-crece-ritmo.html>
- Rizzo, S., Brai, M., Basile, S., Bellia, S., & Hauser, S. (2001). Gamma activity and geochemical features of building materials: Estimation of gamma dose rate and indoor radon levels in Sicily. *Applied Radiation and Isotopes*, 55(2), 259–265. [https://doi.org/10.1016/S0969-8043\(00\)00384-5](https://doi.org/10.1016/S0969-8043(00)00384-5)
- Safarov, A. A., Safarov, A. N., Azimov, A. N., & Darby, I. G. (2017). Rapid assessment methodology in NORM measurements from building materials of Uzbekistan. *Journal of Environmental Radioactivity*, 169–170, 186–191. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2017.01.019>
- Schroeyers, W., & Kovler, K. (2017). *Naturally Occurring Radioactive Materials in Construction: Integrating Radiation Protection in Reuse (COST Action Tu1301 NORM4BUILDING)*. 5–11. <https://doi.org/10.1016/B978-0-08-102009-8.00002-5>

- Sezgin, N., Karakelle, B., Temelli, U. E., & Nemlioğlu, S. (2019). *Natural Radioactivity and Hazard Level Assessment of Cements and Cement Raw Materials* (pp. 165–178). Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-95888-0_14
- Shaki, F., Zamani, E., Arjmand, A., & Pourahmad, J. (2019). A review on toxicodynamics of depleted uranium. In *Iranian Journal of Pharmaceutical Research* (Vol. 18, Issue Special Issue, pp. 90–100). Iranian Journal of Pharmaceutical Research. <https://doi.org/10.22037/ijpr.2020.113045.14085>
- Shala, F., Xhixha, G., Kaçeli Xhixha, M., Hasani, F., Xhixha, E., Shyti, M., Sadiraj Kuqi, D., Prifti, D., & Qafleshi, M. (2017). Natural radioactivity in cements and raw materials used in Albanian cement industry. *Environmental Earth Sciences*, 76(20), 1–7. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-7014-x>
- Sharma, N., Singh, J., Esakki, S. C., & Tripathi, R. M. (2016). A study of the natural radioactivity and radon exhalation rate in some cements used in India and its radiological significance. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 9(1), 47–56. <https://doi.org/10.1016/j.jrras.2015.09.001>
- Sharma, P., Kumar Meher, P., & Prasad Mishra, K. (2014). Terrestrial gamma radiation dose measurement and health hazard along river Alaknanda and Ganges in India. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 7(4), 595–600. <https://doi.org/10.1016/j.jrras.2014.09.011>
- Shayeb, M. A., & Baloch, M. A. (2020). Distribution of natural radioactivity in soil and date palm-pits using high purity germanium radiation detectors and LB-alpha/beta gas-flow counter in Saudi Arabia. *Nuclear Engineering and Technology*, 52(6), 1282–1288. <https://doi.org/10.1016/j.net.2019.12.009>

- Shoeib, M. Y., & Thabayneh, K. M. (2014). Assessment of natural radiation exposure and radon exhalation rate in various samples of Egyptian building materials. *Journal of Radiation Research and Applied Sciences*, 7(2), 174–181. <https://doi.org/10.1016/j.jrras.2014.01.004>
- Shuryak, I. (2020). Review of resistance to chronic ionizing radiation exposure under environmental conditions in multicellular organisms. In *Journal of Environmental Radioactivity* (Vol. 212). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2019.106128>
- Sorantin, H., & Steger, F. (1984). Natural Radioactivity of Building Materials in Austria. *Radiation Protection Dosimetry*, 7(1–4), 59–61. <https://doi.org/10.1093/oxfordjournals.rpd.a082963>
- Soriano, J. L., Calpena, A. C., Souto, E. B., & Clares, B. (2019). Therapy for prevention and treatment of skin ionizing radiation damage: a review. In *International Journal of Radiation Biology* (Vol. 95, Issue 5, pp. 537–553). Taylor and Francis Ltd. <https://doi.org/10.1080/09553002.2019.1562254>
- Stajanca, M., & Estokavá, A. (2012). *ENVIRONMENTAL IMPACTS OF CEMENT PRODUCTION*. Technical University of Košice. <http://ena.lp.edu.ua>
- Taskin, H., Karavus, M., Ay, P., Topuzoglu, A., Hidiroglu, S., & Karahan, G. (2009). Radionuclide concentrations in soil and lifetime cancer risk due to gamma radioactivity in Kirklareli, Turkey. *Journal of Environmental Radioactivity*, 100(1), 49–53. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2008.10.012>
- Tong, J., & Hei, T. K. (2020). Aging and age-related health effects of ionizing radiation. *Radiation Medicine and Protection*, 1(1), 15–23. <https://doi.org/10.1016/j.radmp.2020.01.005>
- Trevi, R., Leonardi, F., Risica, S., & Nuccetelli, C. (2018). Updated database on natural radioactivity in building materials in Europe. *Journal of Environmental Radioactivity*, 187,

- 90–105. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2018.01.024>
- Tufail, M. (2012). Radium equivalent activity in the light of UNSCEAR report. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184(9), 5663–5667. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-2370-6>
- Turhan, Ş., Arikan, I. H., Demirel, H., & Güngör, N. (2011). Radiometric analysis of raw materials and end products in the Turkish ceramics industry. *Radiation Physics and Chemistry*, 80(5), 620–625. <https://doi.org/10.1016/j.radphyschem.2011.01.007>
- UNSCEAR. (1993). *Sources and effects of Ionizing Radiation: Report to the General Assembly, with Scientific Annexes*. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. https://www.unscear.org/docs/publications/1993/UNSCEAR_1993_Annex-A.pdf
- UNSCEAR. (2000). Sources and effects of ionizing radiation, Report to the General Assembly with Scientific Annexes. *United Nations. Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, Volume I*. https://inis.iaea.org/search/search.aspx?orig_q=RN:32002972
- UNSCEAR. (2008). *Sources and Effects of Ionizing Radiation (Vol 1)*. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation. https://www.unscear.org/docs/publications/2008/UNSCEAR_2008_Report_Vol.I-CORR.pdf
- UNSCEAR. (2017). Sources, Effects and Risks of Ionizing Radiation. In *Report to the General Assembly with Scientific Annexes*. United Nations. https://www.unscear.org/docs/publications/2017/UNSCEAR_2017_Report.pdf
- Valković, V. (2019). Radioactive nuclides in nature. In *Radioactivity in the Environment* (pp. 1–29). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-64146-5.00001-x>
- Varshney, R., Mahur, A. K., Sonkawade, R. G., Suhail, M. A., Azam, A., & Prasad, & R. (2010). Evaluation and analysis of ^{226}Ra , ^{232}Th , ^{40}K and radon exhalation rate in various grey

- cements. In *Indian Journal of Pure & Applied Physics* (Vol. 48).
<http://nopr.niscair.res.in/handle/123456789/9902>
- Vearrier, D., Curtis, J. A., & Greenberg, M. I. (2009). Technologically enhanced naturally occurring radioactive materials. In *Clinical Toxicology* (Vol. 47, Issue 5, pp. 393–406). Taylor & Francis. <https://doi.org/10.1080/15563650902997849>
- Verhey, L. J., & Petti, P. L. (2010). Principles of Radiation Physics. In *Leibel and Phillips Textbook of Radiation Oncology* (pp. 95–119). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-1-4160-5897-7.00007-x>
- Wahba, F., & Mohamed, I. (2011). *Investigation of Radioactivity in Military Clothes commonly used in Armed Force* [Sudan Academy of Sciences (SAS)].
https://inis.iaea.org/collection/NCLCollectionStore/_Public/43/068/43068650.pdf
- Weaver, C. (2019). *Potassium*. Linus Pauling Institute.
<https://lpi.oregonstate.edu/mic/minerals/potassium>
- Xhixha, G., Ahmeti, A., Bezzon, G. P., Bitri, M., Brogini, C., Buso, G. P., Caciolli, A., Callegari, I., Cfarku, F., Colonna, T., Fiorentini, G., Guastaldi, E., Mantovani, F., Massa, G., Menegazzo, R., Mou, L., Prifti, D., Rossi Alvarez, C., Kuqi, D. S., ... Zyfi, A. (2013). First characterisation of natural radioactivity in building materials manufactured in Albania. *Radiation Protection Dosimetry*, 155(2), 217–223. <https://doi.org/10.1093/rpd/ncs334>
- Xhixha, Gerti, Trinidad, J. A., Gascó, C., & Mantovani, F. (2017). First intercomparison among laboratories involved in COST Action-TU1301 “NORM4Building”: Determination of natural radionuclides in ceramics. *Journal of Environmental Radioactivity*, 168, 4–9.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2016.03.007>
- Xiao, C., He, N., Liu, Y., Wang, Y., & Liu, Q. (2020). Research progress on biodosimeters of

ionizing radiation damage. *Radiation Medicine and Protection*.

<https://doi.org/10.1016/j.radmp.2020.06.002>

Xinwei, L. (2004). Natural radioactivity in some building materials and by-products of Shaanxi, China. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 262(3), 775–777.

<https://doi.org/10.1007/s10967-004-0509-4>

Yadav, P. N., Rajbhandari, P., & Shrestha, K. K. (2013). Estimation of Concentration of K-40 by Gamma Spectroscopy and Atomic Emission Spectroscopy in the Environmental Samples of Northern Kathmandu Valley. *Journal of Nepal Chemical Society*, 29, 75–80.

<https://doi.org/10.3126/jncs.v29i0.9255>

7. Anexos

Se presenta los reportes de calibración:

A)

Report about energy calibration.

Spectrometric tract.gamma . GCD-30185

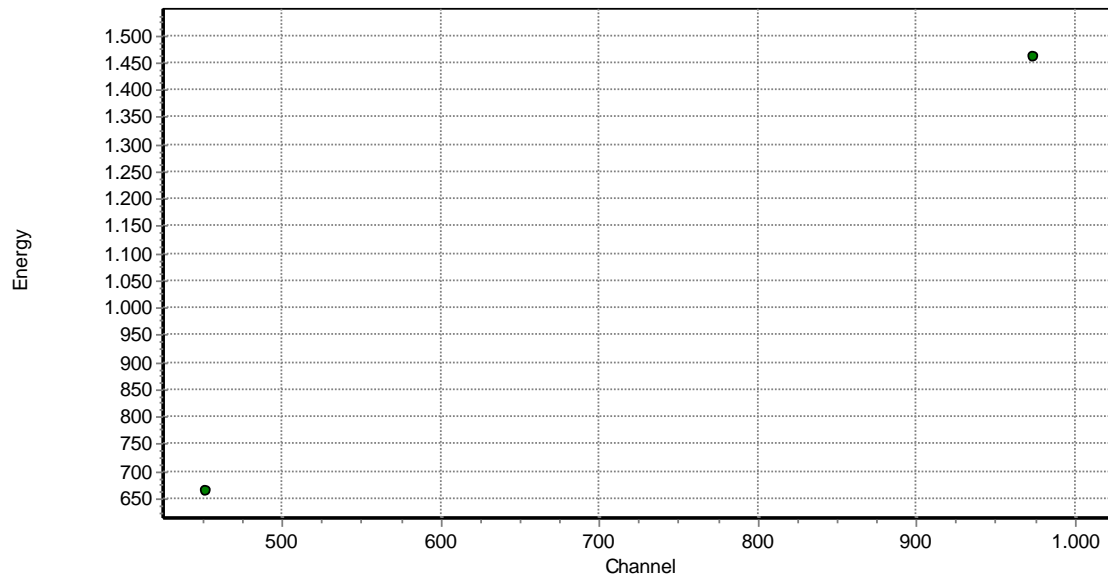
Report date: 28.11.2020 12:39:04

The equation of dependence: $E = -32.96 + 1.533x$

INL: 0%

Table of values involved in the calibration

Channel	Energy (library)	Energy (calc.)
453.089	661.66	661.66
974.353	1460.8	1460.8



B)

Report about efficiency calibration.

Spectrometric tract.gamma . GCD-30185

